

Tratamiento de Agua y Gestión y Tratamiento de Residuos



Sólidos

Líquidos

Gaseosos

Carlos Menéndez Gutiérrez
Saturnino Pire Rivas

GESTIÓN Y TRATAMIENTO DE AGUAS Y AGUAS RESIDUALES.
APUNTES PARA UN LIBRO DE TEXTO

INDICE

Prólogo

Los autores

Capítulo 1. Introducción

Capítulo 2. Política Ambiental Preventiva

Capítulo 3. Características de las Aguas

Capítulo 4. Tratamientos Físicos y Físico-Químicos

Capítulo 5. Desinfección del Agua

Capítulo 6. Ablandamiento de Desmineralización

Capítulo 7. Caracterización de Aguas Residuales

Capítulo 8. Consideraciones para la Gestión y Tratamiento de Aguas Residuales

Capítulo 9. Principios Básicos para la Oxidación Biológica

Capítulo 10. Lodo Activado

Capítulo 11. Filtros Percoladores

Capítulo 12. Digestión Anaerobia

Capítulo 13. Lagunas

Capítulo 14 Criterios Básicos para la gestión de residuos sólidos

Capítulo 15 Contaminación atmosférica

Los autores

Carlos Luis Menéndez Gutiérrez

Graduado de Ingeniero Químico en la Universidad de La Habana y de Especialista en Saneamiento Ambiental en el Centro Nacional de Investigaciones Científicas de Cuba. Obtuvo el Título de Doctor en Ciencias Técnicas en el Instituto de Tecnología Química de Praga. Profesor Consultante del Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría, Cuba. Ha impartido cursos en otras universidades en Cuba y en el extranjero. Coordinador del Doctorado en Medioambiente del Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría. Fue Miembro del Comité Doctoral del Instituto Tecnológico de Toluca, México. Profesor Invitado al Doctorado en Energía y Medioambiente de la Universidad de Las Palmas, Gran Canarias, y Profesor Adjunto de la Universidad de Guelph, Canadá. Miembro de Sociedades Científicas. Autor de artículos técnicos y varios libros sobre aguas residuales.

Saturnino Pire Rivas

PENDIENTE DE REDACCIÓN

PRESENTACIÓN

LIBRO EN PREPARACIÓN

ACTUALMENTE ESTÁ SIENDO REVISADO

Este libro ha sido concebido para cubrir contenidos contemplados en una asignatura que se imparte en la carrera de Ingeniería Química

Tratando de cumplir en cierta medida las limitaciones que impone un programa analítico, no se restringe al mismo. Sin que pueda ser considerado un libro de Ingeniería Ambiental, su contenido ofrece, sin muchas pretensiones, temas que van más allá del tratamiento de aguas y aguas residuales.

Teniendo en cuenta los preceptos que prevalecen hoy asociados a la política a seguir en cuanto a la preservación de los recursos naturales, suelo y agua, hacen prácticamente obligado abordar el tema contenido en el capítulo 2 “Política Ambiental Preventiva”. Con un alcance limitado, se brinda el tratamiento químico necesario para una mejor comprensión de aquellos temas que lo requieren. De igual manera se trata la base microbiológica en el momento de abordar los procesos que lo requieren. Teniendo en cuenta el volumen creciente de generación de residuos sólidos en la sociedad moderna y de la demanda creciente de recursos para hacerle frente de una manera ambientalmente satisfactoria, se consideró necesario incluir un tema que destacara la importancia de estos residuos y resumiera en cierta medida las bases sobre su gestión.

Aunque esta obra recoge experiencias de los autores en los diferentes temas, su principal mérito estriba en que hace accesible al lector contenidos tomados de otras diversas fuentes reconocidas.

El agradecimiento a mis compañeros de trabajo con quienes el contacto día a día se enriquece mis conocimientos. También a los alumnos, de quienes mucho se aprende.

Los Autores

Ciudad Universitaria José Antonio Echeverría

Verano de 2010

A Raúl Díaz Betancourt, amigo y autor del primer libro escrito en Cuba sobre Tratamiento de Aguas y Residuales para el Plan de Estudio de Ingeniería Química.

Ciudad Universitaria José Antonio Echeverría

Verano de 2010

A Raúl Díaz Betancourt, amigo y autor del primer libro escrito en Cuba sobre Tratamiento de Aguas y Residuales para el Plan de Estudio de Ingeniería Química.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1. Introducción

La Tierra posee $6 \cdot 10^{15}$ toneladas de aire. Eso significa de cada uno de los habitantes del planeta disponía a finales del año 2010 un estimado de $0,86 \cdot 10^6$ toneladas de aire para satisfacer sus necesidades de todo tipo. Parecería imposible que tal cantidad de aire pudiera llegar a contaminarse y constituir un peligro para la existencia de la humanidad. El volumen de agua, $1\ 360\ \text{km}^3$, del cual sólo el 3 % es potable, también es un tema de preocupación al igual que muchos otros recursos naturales que hace apenas unos pocos años fueron considerados inagotables. Lo cierto es que localmente se producen focos importantes de contaminación del aire, las grandes urbes experimenta elevados niveles de contaminación que emigra por difusión hacia otras zonas, cada día hay menos disponibilidad de agua potable y aquellos recursos que hasta recientemente fueron considerados inagotables, no lo son.

El medioambiente es un tema de análisis y debate, tanto político como académico. Es además tema de preocupación y ocupación de prácticamente todos los sectores de la población mundial, los que comparten, en dependencia de sus particularidades, responsabilidades, acciones y efectos.

La problemática ambiental no es nueva. Lo que le confiere novedad es la dimensión que ha venido adquiriendo en los últimos 60 años por el carácter globalizador de muchos de sus efectos y por la irreversibilidad de otros. Hasta época muy reciente los efectos negativos que sobre el entorno tenía la actividad antropogénica poseían consecuencias muy locales en cuanto a extensión. Estos efectos cada día han ido adquiriendo mayor dimensión como los daños ocasionados a la capa de ozono estratosférico, los cambios climáticos y la pérdida de la biodiversidad entre otros. La dimensión que tiene este último ejemplo es fácil de apreciar cuando se estima que durante la pasada década desaparecieron especies biológicas a razón de 10 por día. Para la década actual el estimado es de 1 especie biológica perdida cada hora.

Cuando se habla del tema medioambiental el enfoque y valoraciones que se hacen difieren en dependencia del interlocutor. Términos tales como peligro, riesgo, contaminación y sustentabilidad, entre otros, requieren ser conceptualizados en cada contexto en el que son aplicados, porque las percepciones y significados difieren cuando estas expresiones son empleadas por políticos, científicos, filósofos, ambientalistas y población en general.

La satisfacción de las necesidades cada vez más crecientes de la sociedad actual, ha requerido de la producción comercial anual de aproximadamente 100 000 de los 13

millones de productos químicos conocidos, introduciendo también anualmente en el mercado unos 1 000 nuevos productos. Los recursos materiales para la producción de tal cantidad de productos salen todos de un mismo lugar, el medioambiente natural, la naturaleza, que simultáneamente se convierte en el pozo al que se introducen todos los desechos y emisiones que se generan como consecuencia de la actividad social productiva.

El siglo 21 puede ser ya caracterizado por muchas cosas. Una de ellas es por el cambio de paradigma en el uso de los recursos y la gestión de residuos y emisiones. Ello se deriva de la necesidad impostergable de un empleo más racional de los medios y la minimización de los desechos priorizando la atención del problema de la contaminación en la fuente donde se generan.

El concepto de medioambiente es controvertido, e intentar dar una definición requeriría un espacio fuera del alcance de este propio libro. Así, por ejemplo, una definición elaborada de medioambiente lo considera como una categoría sociológica, relativa a una racionalidad social configurada por comportamientos, valores, saberes y potenciales productivos.

Sin que se disminuya la importancia a los elementos contenidos en esta definición, el enfoque de este libro está dirigido al aspecto físico del medioambiente.

1.2 El medioambiente físico

Obviando cualquier análisis que se pueda realizar en torno al concepto de medioambiente, y que es eludido por razones de espacio, puede afirmarse que el componente físico del medioambiente ha sido dividido tradicionalmente para su estudio en: atmósfera, hidrosfera, geosfera y biosfera.

La atmósfera es la fina capa de gases que cubre la superficie de la Tierra. Además de constituir un reservorio de gases, la atmósfera desempeña otros papeles importantes, tales como amortiguar las variaciones de temperatura del planeta, absorber parte de la energía que llega irradiada por el sol, y filtrar la muy nociva radiación ultravioleta. Constituye además el medio para la circulación de la fase vapor del agua en el ciclo hidrológico.

La hidrosfera contiene el agua de la Tierra. Cerca del 97 % del agua del planeta está contenida en los océanos. La mayoría del 3% restante aparece en forma de hielo. Por tanto, sólo una fracción muy pequeña del agua en la naturaleza está relacionada con los procesos terrestres, atmosféricos y biológicos. Excluyendo el agua de los mares, el resto del agua que circula en el medioambiente y su ciclo, lo hace en la atmósfera (como vapor, condensados y lluvia), en el subsuelo (como agua subterránea), y en la superficie (en corrientes, ríos, lagos, lagunas y presas).

La geosfera es la parte sólida del planeta, incluyendo el suelo que sirve de soporte a la vida vegetal. La litosfera es la parte de la geosfera involucrada directamente en los procesos ambientales con la atmósfera, la hidrosfera y “los seres vivos”. La litosfera tiene un espesor que varía entre 50 y 100 km. Todas las entidades vivas de la litosfera conforman la biosfera y constituyen la parte biótica del ambiente. La parte no viva es llamada abiótica. Las interacciones entre la parte biótica y abiótica de ambiente se refleja adecuadamente en los

ciclos que involucran los procesos biológicos, químicos y geológicos. Esos ciclos son conocidos como ciclos biogeoquímicos.

1.3 Ciclo de energía y nutrientes

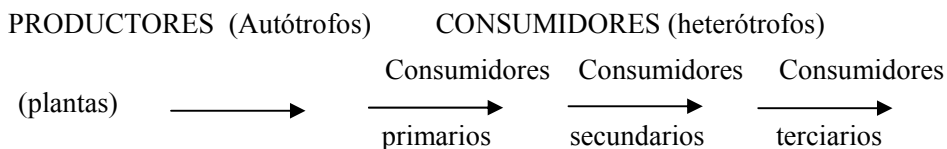
La fuente inicial de energía del planeta Tierra es el Sol. Las plantas verdes toman la energía solar mediante la fotosíntesis y la almacenan como energía química para su uso posterior por la propia planta o por cualquier otro organismo que la consuma.

A partir de su contribución al equilibrio del ecosistema al que pertenecen los organismos vivos pueden ser clasificados en productores, consumidores y descomponedores o desintegradores

Los productores como las plantas verdes, pueden sintetizar compuestos orgánicos a partir de sustancias inorgánicas sencillas mediante de la fotosíntesis. Los productores son por lo tanto organismos autótrofos mientras que los consumidores son heterótrofos. Se identifica más de un nivel de organismo heterótrofo. O sea, un primer nivel, segundo nivel, y otros, dependiendo del lugar que ocupa en la cadena alimentaria.

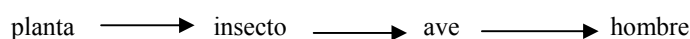
Los consumidores primarios son los que ingieren plantas; los secundarios, los carnívoros que se alimentan de los primarios, y así sucesivamente. Podría haber algunos consumidores terciarios que asimilen los consumidores secundarios carnívoros.

Los consumidores o heterótrofos pueden subdividirse según se muestra:



Esta secuencia lineal de relaciones de alimentación es denominada cadena de alimentación y cada nivel recibe el nombre de nivel trófico. Durante el paso de un nivel trófico a otro hay pérdidas de energía en forma de calor, por lo que la cadena de alimentación rara vez posee más de 4 ó 5 niveles.

Una simple cadena de 4 niveles puede ser:



Además de los productores y consumidores, la fracción biótica o viviente de un ecosistema posee los organismos descomponedores, también denominados desintegradores. Los descomponedores, que son fundamentalmente bacterias, protozoos y hongos, obtienen su energía de productos de desechos y organismos vivos del ecosistema, y al hacerlo realizan

el valioso servicio de transformar moléculas orgánicas complejas en simples formas inorgánicas que son a su vez re-usadas por los productores.

La materia orgánica es degradada por los descomponedores que la transforman en compuestos inorgánicos. Los productores (vegetales) toman esas sustancias inorgánicas y vuelven a sintetizar compuestos orgánicos, cumpliendo así el ciclo de nutrientes en la naturaleza. Figura 1.1.

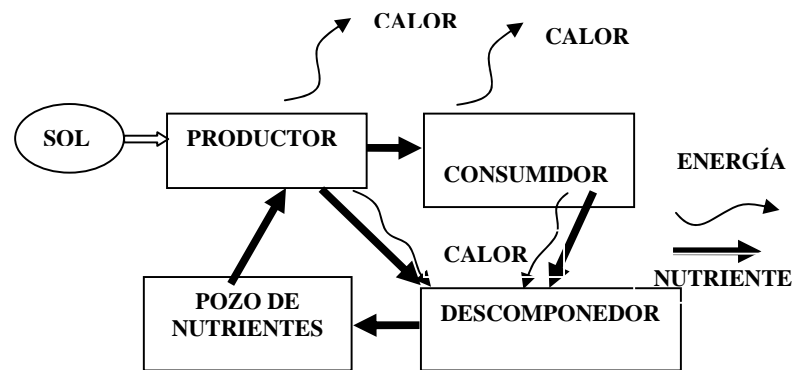


Figura 1.1. Fuente primaria de energía. Movimiento de energía y nutrientes en la naturaleza.

Cuando este ciclo se analiza a nivel planetario o regional recibe el nombre de ciclo biogeoquímico, que es un camino circular continuo de un elemento químico entre los componentes vivos y los no vivos en el sistema.

1.4 Ciclos biogeoquímicos

Los ciclos biogeoquímicos se clasifican en dos tipos, de acuerdo a la cuál sea su reservorio principal:

Ciclos Gaseosos: Son aquellos en los cuales los nutrientes circulan principalmente entre la atmósfera y los organismos vivos. En estos ciclos los elementos son reciclados rápidamente, con frecuencia en horas o días. El carbono, oxígeno y nitrógeno son elementos que tienen ciclos gaseosos, o sea que su reservorio es la atmósfera.

Ciclos sedimentarios: Son aquellos en los cuales los nutrientes circulan, principalmente, sobre la corteza terrestre (suelos, rocas y sedimentos tanto sobre la tierra como sobre los fondos marinos). El tiempo de reciclaje en este caso es grande, debido a que los elementos pueden quedar retenidos en las rocas durante miles o millones de años. El Fósforo y el Azufre son elementos con ciclo sedimentario, o sea que su reservorio es la corteza terrestre.

1.4.1 Ciclo del agua

El agua existe en la Tierra en tres estados: sólido (hielo, nieve), líquido y gas (vapor de agua). Océanos, ríos, nubes y lluvia están en constante cambio: el agua de la superficie se evapora, el agua de las nubes precipita, la lluvia se filtra por la tierra, etc. Sin embargo, la cantidad total de agua en el planeta no cambia. La circulación y conservación de agua en la Tierra se llama ciclo hidrológico, o ciclo del agua.

Se supone que cuando se formó la Tierra, hace aproximadamente cuatro mil quinientos millones de años, ya tenía en su interior vapor de agua. En un principio, era una enorme bola en constante fusión con cientos de volcanes activos en su superficie. El magma, cargado de gases con vapor de agua, emergió a la superficie gracias a las constantes erupciones. Luego la Tierra se enfrió, el vapor de agua se condensó y cayó nuevamente al suelo en forma de lluvia.

El ciclo hidrológico comienza con la evaporación del agua desde la superficie del océano. A medida que se eleva, el aire humedecido se enfría y el vapor se transforma en agua: es la condensación. Las gotas se juntan y forman una nube. Luego, caen por su propio peso: es la precipitación. Si en la atmósfera prevalecen las bajas temperaturas, el agua cae como nieve o granizo. Si es más cálida, caerán gotas de lluvia. Figura 1.2



Figura 1.2. Ciclo del agua en la naturaleza.

Una parte del agua que llega al suelo es aprovechada por los seres vivos; otra escurrirá por el terreno hasta llegar a un río, un lago o el océano. A este fenómeno se le conoce como escorrentía. Otro poco del agua se filtrará a través del suelo, formando capas de agua subterránea. Este proceso es la percolación. Más tarde o más temprano, toda esta agua volverá nuevamente a la atmósfera, debido principalmente a la evaporación.

Al evaporarse el agua, deja atrás todos los elementos que la contaminan o la hacen no apta para beber (sales minerales, químicos, desechos. Por eso el ciclo del agua entrega un elemento puro.

Hay otro proceso que también purifica el agua, y es parte del ciclo: la transpiración de las plantas. Las raíces de las plantas absorben el agua, la cual se desplaza hacia arriba a través de los tallos o troncos, transportando consigo a los elementos que necesita la planta para nutrirse. Al llegar a las hojas y flores, se evapora hacia el aire en forma de vapor de agua. Este fenómeno es la transpiración o evapotranspiración.

1.4..2 Ciclo del carbono

La energía fluye a través del ecosistema terrestre a través del ciclo del carbono. Este ciclo básico comienza cuando las plantas, a través de la fotosíntesis, hacen uso del dióxido de carbono (CO_2) presente en la atmósfera o disuelto en el agua. Parte de este carbono pasa a formar parte de los tejidos vegetales en forma de hidratos de carbono, grasas y proteínas; el resto es devuelto a la atmósfera o al agua mediante la respiración. Así, el carbono pasa a los herbívoros que comen las plantas y de ese modo utilizan, reorganizan y degradan los compuestos de carbono. Gran parte de éste es liberado en forma de CO_2 por la respiración, como producto secundario del metabolismo, pero parte se almacena en los tejidos animales y pasa a los carnívoros, que se alimentan de los herbívoros. En última instancia, todos los compuestos del carbono se degradan por descomposición, y el carbono es liberado en forma de CO_2 , que es utilizado de nuevo por las plantas.

El ciclo del carbono en la naturaleza consta de las siguientes etapas: fotosíntesis, respiración de todos los tipos y acción de los organismos autotróficos, como puede notarse en el esquema del ciclo; todas estas actividades generan CO_2 . Este ciclo se considera global pues parte de él se realiza en la atmósfera.

1.4..3 Ciclo del Nitrógeno

Es el proceso cíclico natural en el curso del cuál el nitrógeno se incorpora al suelo y pasa a formar parte de los organismos vivos antes de regresar a la atmósfera. El nitrógeno es un elemento básico de la vida por constituir una parte esencial de los aminoácidos. En la atmósfera se encuentra en una proporción del 79% en volumen en relación con otros gases.

El nitrógeno gaseoso (N_2) es transformado en una forma químicamente utilizable antes de poder ser asimilado por los organismos vivos. Esto se logra a través del ciclo del nitrógeno, en el que el nitrógeno gaseoso es transformado en amoníaco (N-NH_3), nitrito (N-NO_2^-) o nitrato (N-NO_3^-). La energía aportada por los rayos solares y la radiación cósmica sirven para combinar el nitrógeno y el oxígeno gaseosos en nitratos, que son llevados a la superficie terrestre por las precipitaciones. Por otro lado la fijación biológica, responsable de la mayor parte del proceso de conversión del nitrógeno, se produce por la acción de bacterias libres fijadoras del nitrógeno: bacterias simbióticas que viven en las raíces de las plantas, sobre todo leguminosas, algas verde azuladas y ciertos líquenes, entre otras especies vegetales.

Las principales etapas en el ciclo del nitrógeno son:

- Fijación
- Amonificación
- Nitrificación

La fijación puede ser atmosférica, realizada por la influencia de los rayos o descargas eléctricas que transforman el N_2 atmosférico inerte en formas del tipo de nitritos y/o nitratos. La fijación también puede ser industrial, ya que a través del proceso de Haber–Bosch el N_2 de la atmósfera puede transformarse en amoníaco. El último tipo de fijación es la biológica. En cuanto a esta etapa, los organismos involucrados son bacterias procariontas (carecen de núcleo celular). Entre ellas están las de naturaleza simbiótica y las que no participan en procesos simbióticos, ya sean aerobias o anaerobias. Para las simbióticas aerobias, las del género *Rhizobium* se asocian normalmente con muchos tipos de leguminosas.

En la etapa de amonificación el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco. Entre las bacterias que participan en esta fase están: *Bacillus*, *Clostridium*, *Serratia*, entre otras; así como los hongos *Alternaria*, *Aspergillus*, *Mucor* y *Penicillium*.

La nitrificación es la conversión del amoníaco en nitritos y nitratos. En la conversión a nitritos participan las *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* y *Nitrospira*; en la segunda fase intervienen las *Nitrobacter*. Figura 1.3.

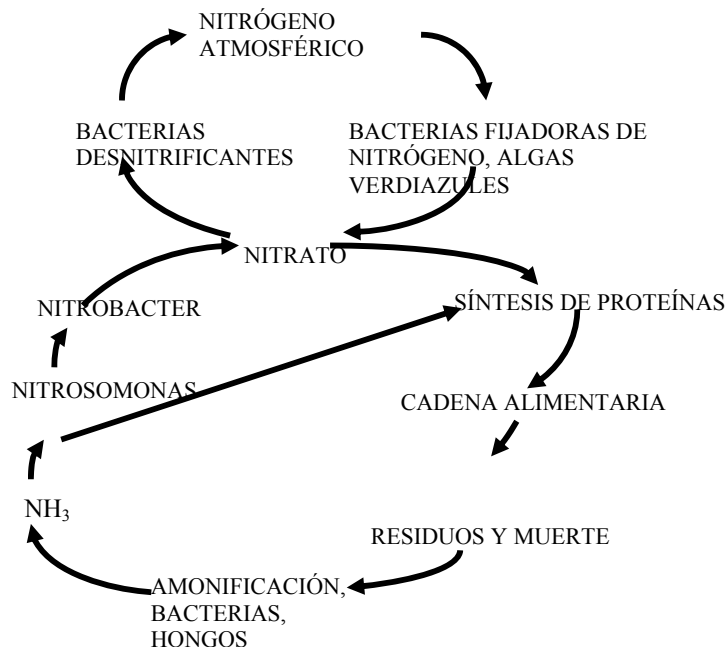


Figura 1.3. Ciclo del nitrógeno.

1.4.4 Ciclo del fósforo

Es un ciclo sedimentario, su reservorio es la corteza terrestre. El elemento se almacena en rocas fosfatadas y a medida que estas son erosionadas se van liberando compuestos fosfatados hacia el suelo y el agua. Luego son absorbidos por las plantas, a través de las raíces, incorporándose a los componentes vivos del sistema, a medida que pasan por los distintos niveles tróficos. Una vez que los organismos (plantas o animales) mueren, se descomponen y se libera el fósforo contenido en la materia orgánica.

Los principales pasos del ciclo del fósforo son su mineralización, el almacenamiento, el recambio en el reservorio del humus y su fijación química en el suelo (puede presentarse en suelos de origen volcánico que posee una arcilla amorfa llamada alófono, la cual casi retiene irreversiblemente el fósforo a menos que exista la acción de hongos micorrizicos que favorecen la solubilidad del nutriente. A este ciclo se le llama local porque no tiene demostrada la presencia de formas gaseosas intermediarias. Figura 1.4.

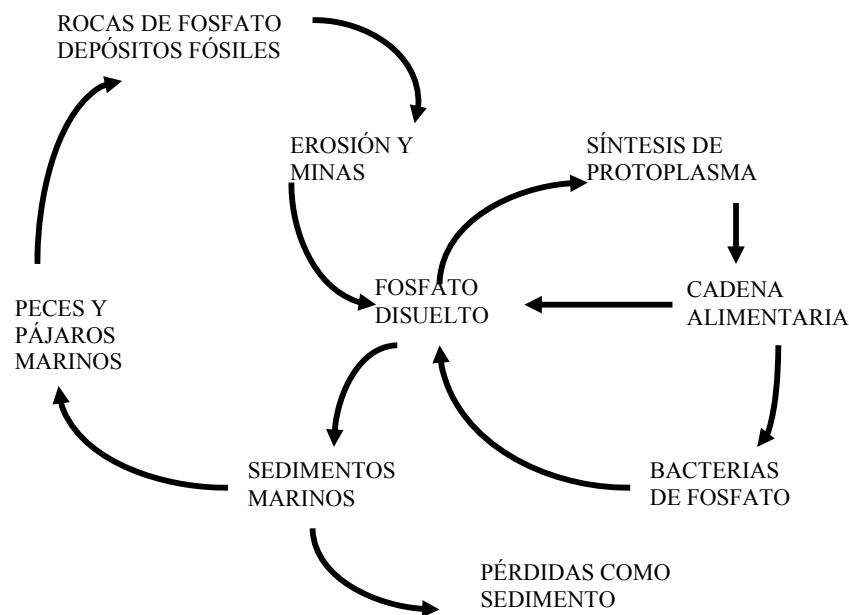


Figura 1.4. Ciclo del fósforo.

El fósforo desempeña un papel importante por formar parte de la estructura de las células, además de formar parte de compuestos químicos portadores de alto contenido energético y que intervienen en el metabolismo microbiano y de organismos superiores.

Fin de capítulo

Tratamiento de agua y gestión y tratamiento de residuos

Bibliografía
Environmental Chemistry

Fuente: "Facts Sheets" Johannesburg Summit 2002. United Nations. Department of Public Information. DPI/2252-2002

CAPÍTULO 2

POLÍTICA AMBIENTAL PREVENTIVA

2.1 Introducción

La prevención de la contaminación en todas las esferas de la actividad socio-económica, incluyendo la productiva y la de los servicios, se puede realizar mediante la aplicación de políticas de trabajo concebidas para ello. Una de estas políticas de minimización y prevención de la contaminación es la vinculada al concepto de Producción más Limpia (PML) o (P+L), introducido inicialmente el 1989 por la Organización de Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (UNIDO, de sus siglas en inglés).

Posteriormente, en octubre de 1998, el Programa de Naciones Unidas para el Medioambiente (PNUMA), proclamó la Declaración Internacional de Producción más Limpia con el objetivo de reforzar el conocimiento y el apoyo generales respecto a la adopción más vigorosa y amplia de procedimientos de Producción más Limpia como parte de una Estrategia de Gestión Ambiental Preventiva, inicialmente en el ámbito de la industria y ampliándola más tarde a los servicios.

Los Sistemas de Gestión Ambiental (SGA) en general y los Sistemas de Gestión Ambiental Industrial (SGAI) en particular, tienen su origen en 1972 en el marco de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre medioambiente humano efectuado en Estocolmo, cuando la Comisión Mundial sobre el Ambiente encargó a la industria la formulación de un Sistema de Gestión Ambiental efectivo. Exactamente 20 años después en la Cumbre de la Tierra (Río de Janeiro, 1992), las Naciones Unidas solicitaron a la Organización Internacional de Normalización (ISO) el establecimiento de normas internacionales sobre Sistemas de Gestión Ambiental, lo que dio origen a las normas ISO 14 000.

Existen diferentes modelos de SGA, y en la práctica es difícil afirmar que haya uno mejor que otro. Una Empresa puede tener su propio modelo de SGA, y ser tan válido como el conjunto de Normas ISO 14 000 o el Reglamento EMAS (ECO-MANAGEMENT AND AUDIT SCHEME). Sin embargo, casi siempre prevalece el interés de desarrollar un SGA normalizado porque simplifica, facilita y agiliza la introducción del SGA, además de permitir obtener un certificado que acredite el nivel de calidad medioambiental alcanzado.

En definitiva, ambos modelos normalizados, ISO y EMAS, tienen como finalidad brindar a las entidades y organizaciones, elementos de un sistema de gestión integrado con otros requisitos de gestión, para ayudarlas a alcanzar objetivos medioambientales y económicos.

Sin embargo, las ISO 14 000 son las normas de carácter internacional que más trascendencia han adquirido en el mundo empresarial. Cuba las tiene adoptadas, siendo más populares de todo el conjunto de las ISO 14 000: la 14 001, que establece definiciones y requisitos, y la 14 004, que es de procedimientos.

2.2 Sistemas de Gestión Ambiental (SGA)

La NC ISO 14 001 de 1998 da la misma definición de Sistema de Gestión Ambiental que la Norma Internacional ISO 14 001, ratificando al Sistema de Gestión Ambiental como parte del sistema de gestión general que incluye la estructura organizativa, las actividades de planificación, las responsabilidades, las prácticas, los procedimientos, los procesos y los recursos para desarrollar, implantar, realizar, revisar y mantener la política ambiental.

Esta definición contiene principios, métodos y resultados. Un principio importante que queda establecido en la definición anterior es que la Gestión Ambiental ha de estar integrada a la Gestión General de la entidad. No es un apéndice, inciso o apartado, sino que forma parte de la misma. En cuanto a métodos, queda implícito que las actividades vinculadas a los SGA no ocurren una sola vez, sino que se trata de un proceso continuo y cíclico al establecer la secuencia cíclica de desarrollar, implantar, realizar, revisar y mantener la política ambiental. Por supuesto, la necesidad de definir y redefinir la política ambiental también aparece implícita en esa definición.

2.2.1 Principios y beneficios de los SGA

Un Sistema de Gestión Ambiental integra procedimientos, y recursos de todas las partes interesadas de una entidad, asigna responsabilidades y evalúa resultados.

2.2.1.1 Principios para aplicar un SGA

Entre los principios que deben regir un SGA pueden destacarse:

- Del reconocimiento que la Gestión Ambiental ha de estar entre las altas prioridades de la entidad
- Del compromiso de la máxima dirección y de todos los trabajadores
- Del conocimiento de responsabilidades y tareas de cada una de las partes
- De la identificación de los requisitos legales y aspectos ambientales asociados con las actividades, productos y servicios que tienen lugar en la entidad
- Del establecimiento, evaluación y actualización permanente de la política, objetivos, y metas ambientales
- Del desarrollo de los procesos que conducen a alcanzar los niveles de desempeño propuestos, disponiendo de los recursos necesarios
- De la comunicación entre las partes de la entidad y con el entorno interesado

2.2.1.2 Beneficios potenciales asociados con un SGA efectivo

Los beneficios asociados a un Sistema de Gestión Ambiental pueden agruparse en cuatro categorías:

- Económicos
- Legales
- Jurídicos
- Corporativos

Económicos

Promueve el aumento de la productividad, la reducción de gastos de producción mediante un uso eficiente de materias primas e insumos, la valorización de subproductos y el ahorro en sistemas de tratamiento de carga contaminante

Legales

Permite el cumplimiento de las regulaciones establecidas por la legislación ambiental en cuanto al manejo y disposición de carga contaminante

Jurídicos

Propicia la reducción de riesgos ambientales que pueden dar origen a reclamaciones por parte de los trabajadores y la sociedad

Corporativos

Permite mejorar la imagen de la entidad ante clientes, proveedores y sociedad en general, al ofrecer productos respetuosos con el ambiente en un medio cada vez más exigente en la protección de los recursos naturales

2.2.2 Desarrollo del SGA

El procedimiento a seguir para garantizar el desarrollo exitoso de un SGA se puede ilustrar muy esquemáticamente en 5 etapas. Figura 2.1. La ejecución de estas cinco etapas permitirá a la empresa el mejoramiento continuo de su desempeño ambiental.

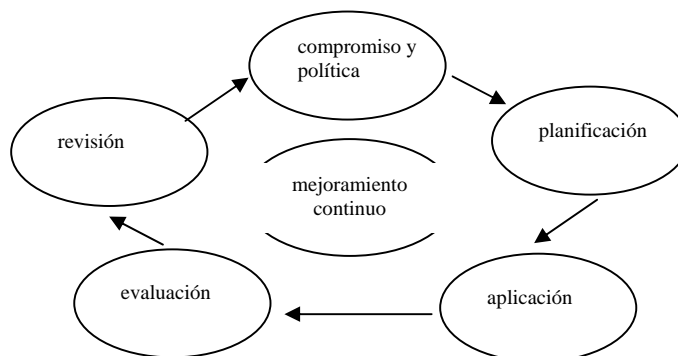


Figura 2.1 Ciclo de Deming. Etapas mínimas para el desarrollo de un SGA

- Según el esquema de la figura 2.1, la obtención del compromiso del más alto nivel directivo de la entidad es la primera etapa para mejorar la gestión ambiental. En la etapa son cruciales el compromiso y el liderazgo continuos de la más alta dirección. Este compromiso contiene el quiénes y el qué. El qué contiene implícita la ratificación de la política ambiental, así como los objetivos a cumplir y metas a alcanzar. En caso de que la política ambiental no esté definida con anterioridad, debe ser formulada. Para ello debe realizarse una Revisión Ambiental Inicial (RAI) con el fin de establecer una base sólida para la organización de trabajos futuros en el área ambiental. La RAI constituye entonces el punto de arranque para el Sistema de Gestión Ambiental exitoso.
- En la segunda etapa, la de planificación, la entidad formula el plan que propicie el cumplimiento de la política, objetivos y metas ambientales previamente definidas.
- Con posterioridad, la entidad deberá desarrollar las capacidades y los mecanismos de apoyo necesarios para cumplir lo planificado, en lo que constituye la tercera etapa del desarrollo del SGA.
- En la cuarta etapa, de medición y evaluación (auditoría), la entidad medirá, monitoreará y evaluará el desempeño ambiental.
- En la quinta etapa, revisión y mejoramiento, la entidad revisará y mejorará continuamente su Sistema de Gestión Ambiental, con el objetivo de hacer mejorar su desempeño ambiental global.

El concepto de mejoramiento continuo es parte intrínseca del SGA. Se logra mediante la evaluación continua del desempeño del sistema respecto de su política, objetivos y metas ambientales, con la finalidad de identificar las oportunidades de mejoramiento.

2.2.3 Establecimiento de la política, objetivos y metas ambientales

Las NC ISO 14 001 y 14 004 dejan claramente definido en qué consiste cada uno de los componentes contenidos en el compromiso que se establece en la primera etapa del procedimiento para el desarrollo exitoso de un SGA.

2.2.3.1 Política ambiental

El propósito de la política ambiental es el proveer una guía clara para el desarrollo de planes y programas en todas las partes de la organización. La política, no debe expresar simplemente el deseo de cumplir con los estándares legales, sino que debe apuntar a metas mucho más superiores a las demandas sociales e incluir una descripción de cómo se van a alcanzar.

La política ambiental debe ser consistente con otras políticas de la entidad, como por ejemplo, la política de calidad. La persona responsable de realizar las intenciones de la política es el gerente de cada unidad organizacional. Finalmente, la política ambiental de la organización debe hacerse disponible al público.

En resumen, la política ambiental es “la declaración de la organización de sus intenciones y principios en relación con su desempeño ambiental global que proporciona un marco para la acción y para establecer sus objetivos y metas ambientales” (ISO 14 001).

Según se establece en la ISO 14 004, una política ambiental deberá considerar:

- misión, visión, valores esenciales y convicciones de la organización
- requisitos de las partes interesadas y comunicación con ellas
- mejoramiento continuo
- prevención de la contaminación
- principios rectores
- coordinación con otras políticas organizativas (por ejemplo, calidad, salud ocupacional y seguridad)
- condiciones específicas locales o regionales
- cumplimiento con regulaciones, leyes y otros criterios ambientales vigentes. a los cuales la organización se suscribe

Ejemplo 2.1

En la siguiente formulación de política ambiental dada por las propias normas de la serie ISO 14 000, revise si se cumplen los requisitos expuestos anteriormente.

El Centro X es una Institución que se dedica a investigar, brindar servicios científico – técnicos y realizar transferencias tecnológicas sobre el manejo, cultivo y procesamiento industrial de organismos acuáticos, que propicien beneficios socioeconómicos con criterios sostenibles dentro de un esquema de autogestión y calidad.

El X está comprometido con el cumplimiento de la legislación ambiental vigente, la implementación de un sistema de gestión ambiental con el mejoramiento continuo de su desempeño con un enfoque preventivo, la capacitación continua y actualizada de los trabajadores para fomentar el compromiso de responsabilidad ambiental interna y externa, transferir las mejores tecnologías disponibles con el consiguiente uso sostenible de los recursos naturales y materiales.

Nuestros trabajadores y clientes son parte de esta estrategia y participan activamente en el logro de nuestras metas ambientales

Nuestra Institución proporciona todos los recursos necesarios para el cumplimiento de nuestros objetivos y metas ambientales.

Solución

Analice con detenimiento la formulación de la estrategia y concluirá que se cumplen los requisitos.

Adicionalmente podrá concluir que en oposición a lo que pudiera inicialmente pensarse, la formulación de una política ambiental no tiene necesariamente que ser compleja.

2.2.3.2 Objetivos, metas e indicadores ambientales

Un objetivo ambiental es una meta ambiental global, que surge de la política, que una organización se propone a sí misma alcanzar, y la cual es, de ser posible, descrita en valores cuantitativos.

Una meta ambiental es un requisito de desempeño detallado, cuantificable cuando sea práctico, aplicable a toda la organización o a parte de la misma, que surge de los objetivos ambientales y que necesita ser establecida y alcanzada con el fin de lograr esos objetivos. Son específicas, medibles y alcanzables. Pueden estar asociados a indicadores de desempeño ambiental.

Un indicador es un valor que puede medir el progreso hacia un objetivo ambiental. Aspectos que pueden ser tenidos como indicadores ambientales pueden ser entre muchos otros:

- cantidad de materias primas utilizadas
- cantidad de energía consumida
- cantidad de emisiones (agua, aire) para cada tipo de sustancia objetivo
- consumo de agua por unidad de producción
- cantidad de residuos producidos por cantidad de productos manufacturados

Ejemplos de objetivo, meta e indicador pueden ser:

Objetivo: Reducción de las emisiones de CO₂

Meta: Una disminución del 30 % en un período de 5 años

Indicador: Cantidad de combustible fósil utilizado por unidad de producción

2.3 Auditoría Ambiental

La organización debe establecer y mantener programas y procedimientos para la realización de auditorías periódicas del SGA. La auditoría debe determinar cuándo el sistema de gestión ambiental cumple con los arreglos planeados y que hayan sido introducidos y mantenidos. Las auditorías pueden ser conducidas por personal de la organización, y/o por partes externas seleccionadas por la organización. Independientemente de quien realice la auditoría, lo importante es que sea capaz de actuar objetivamente y que esté entrenado para la tarea.

Los registros son la evidencia documental de la operación continua del SGA. Por ello son objetos de revisión durante la realización de la auditoría al sistema. Los registros deben contener entre otros aspectos:

- requisitos legales y regulatorios

- permisos
- aspectos ambientales y sus impactos ambientales asociados
- actividades de inspección, calibración y mantenimiento
- datos de monitoreos
- identificación del producto objeto social de la entidad, composición y datos de propiedades
- actividades de formación del personal en temas ambientales
- información de proveedores

Según reconoce el Manual de Auditoría y Reducción de Emisiones y Residuos Industriales del PNUMA-ONUDI, la aplicación de la estrategia de P+L puede llegar a necesitar 3 etapas. alguna de estas etapas puede ser obviada o simplificada en dependencia del conocimiento previo del que se disponga del objeto de interés. Estas etapas son:

1. Preparación
2. Balance de materiales
3. Síntesis

2.3.1 Etapa 1. Preparación

En esta primera etapa pueden a su vez identificarse tres pasos:

Paso 1. Preparar y organizar el equipo de auditoría y los recursos. Definir las metas y alcance

Paso 2. Dividir los procesos en unidades de operación

Paso 3. Construir diagramas de flujo del proceso, que enlacen las unidades de operación

2.3.1.1 Preparación y organización del equipo de auditoría y los recursos. Definir las metas y alcance

En aquellos casos donde ya existan antecedentes de P+L o se tenga previamente establecido un exitoso SGA este paso es realmente sencillo, pues representaría dar continuidad al trabajo ya realizado. Si esto no fuera así, este paso consumiría más tiempo e implicaría tareas adicionales y habría que comenzar con la creación de un Grupo de Trabajo.

El Grupo de Trabajo estará integrado por personal de la entidad de las áreas de

- alta dirección de la entidad
- producción
- mantenimiento
- control de la calidad
- medioambiente

El Grupo tendrá como responsabilidad:

- Lograr compromisos y establecimiento de política por parte de la institución
- Establecer metas generales del programa de prevención y minimización
- Priorizar áreas o las corrientes a valorar
- Proponer opciones prevención y minimización
- Seleccionar opciones para su aplicación a partir de las propuestas
- Conducir o supervisar las valoraciones
- Monitorear la aplicación

La auditoria puede cubrir todo el proceso o limitarse a determinadas operaciones dentro del proceso. Puede desearse una minimización global o concentrarse en residuos particulares:

- pérdidas de materias primas
- residuos que ocasionan problemas de procesamiento
- residuos peligrosos
- residuos con alto costo de tratamiento y/o disposición

La definición del alcance implica la declaración de metas a alcanzar. El establecimiento de estas metas no es arbitrario. Las metas deben dejar claramente definido lo que se quiere lograr y cómo medirlo.

2.3.1.2 Dividir los procesos en unidades de producción

Comúnmente los procesos están constituidos por varias unidades de operación. Las diferentes unidades de operación deben ser identificadas para facilitar el trabajo posterior. La unidad de operación es un área del proceso o equipo a donde llega, ocurre, o sale algo. Ejemplo de ellos pueden ser. Almacenamiento de materia prima, un reactor de mezclado o almacenamiento de productos.

Una vez identificadas las unidades de operación, se definen las fronteras para el balance de materiales. En la figura 2.2 se muestra un esquema en el que se identifican en forma de bloque, las unidades de operación de un proceso cualquiera y el diagrama de flujo correspondiente. Puede apreciarse que a modo de ejemplo se han trazado 3 fronteras de trabajo diferentes. Mientras que la frontera de trabajo se trace incluyendo más unidades de operación, el trabajo puede ser más sencillo, sin embargo de esa manera puede perderse información valiosa.

El equipo auditor necesita conocer las variables asociadas en cada unidad de operación y atender prioritariamente aquellos problemas inminentes que puedan ser resueltos antes de completar la auditoría.

2.3.1.3 Construir el diagrama de flujo

La identificación de las unidades de operación, y la definición de las fronteras para el posterior balance de materiales, están muy relacionadas con la construcción del diagrama de flujo ya que éste enlaza las unidades de operación según las fronteras seleccionadas.

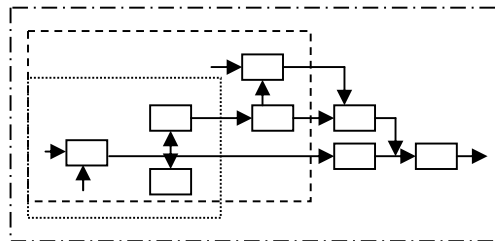


Figura 2.2 Diagrama de flujo y delimitación de fronteras

2.3.2 Etapa 2. Balance de materiales

El balance de materiales es una contabilización de las entradas y salidas de cada operación, proceso o planta según la frontera definida con anterioridad. Figura 2.3

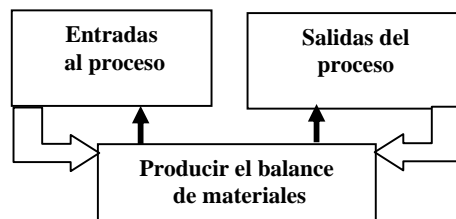


Figura 2.3 Balance de materiales

Sin datos cuantitativos es muy difícil poder lograr conclusiones definitivas acerca de la existencia de un problema, su magnitud y forma de solución. Los resultados del balance de materiales (más entrada que salida o viceversa), indicarán si las unidades de operación o las fronteras están definidas correctamente o no, así como si no fue identificada en su momento alguna corriente de entrada o salida.

Las fuentes de información para el balance de materiales pueden ser diversas y no excluyentes. Los datos obtenidos de la literatura, del proyecto, o del control de la operación industrial en el caso de un proceso ya en funcionamiento, deben ser generalmente los que pueden recopilarse con más economía de tiempo y de gastos. Cuando no se dispone de las fuentes hay que acudir a las determinaciones de laboratorio. Por otra parte, la medición de desperdicios puede hacerse mediante índices por unidades de producción o de consumo según pueda ser el caso.

2.3.3 Etapa de síntesis

La etapa de síntesis necesita de los resultados obtenidos del balance de materiales y básicamente consiste en

- Identificar opciones de reducción de desechos
- Evaluar cuál o cuáles de las opciones identificadas es o son las mejores para alcanzar los propósitos deseados
- Llevar a efecto las acciones correspondientes a las opciones seleccionadas

Para el experto el balance de materiales indica las áreas de interés y contribuye a priorizar áreas de generación de residuos y emisiones. Así se identifican las fuentes principales de residuos para buscar no conformidades respecto a la norma en términos de producción de residuos, así como para identificar a su vez áreas de pérdidas no explicadas.

La evaluación de opciones se basa no solo en el aspecto ambiental de la misma sino también en el económico.

Tanto en la identificación de las opciones como en la selección de las más adecuadas para ser introducidas se recomienda acudir a Métodos de Expertos, auxiliados por alguna herramienta reconocida como es el de las Sumas Ponderadas.

2.4 Programa de prevención de la contaminación. Producción más Limpia

Un elemento importante, aunque no el único, en el plan de acción para la introducción y mejora continua de un SGA es la estrategia de la prevención de la contaminación.

El enfoque tradicional con que se ha abordado el control de la contaminación, considera como primera opción reducir los contaminantes después de que se hayan generado por los procesos industriales, exigiendo la aplicación de tecnologías de etapa final o "fin de tubo" (end of pipe), que muchas veces alcanzan costos elevados obstaculizando la competitividad de las empresas, especialmente en el caso de las pequeñas y medianas empresas (PyMES). Esto no significa que las tecnologías de control al final del tubo no se requieran, pero sí, bajo el concepto de Producción más Limpia, son reducidas al mínimo y, en algunos casos, pueden ser eliminadas por completo.

La Producción más Limpia es una estrategia preventiva en las empresas, aplicada a productos, procesos y organización del trabajo, cuyo objetivo principal es minimizar emisiones y/o descargas en el origen, reduciendo riesgos para la salud humana y el ambiente, elevando simultáneamente la competitividad. Esta puede ser aplicada a diversos sectores productivos: en la extracción de materias primas, la industria manufacturera, la actividad pesquera, la agricultura, el turismo, los hospitales, el sector energía, los sistemas de información, oficinas, etc.

2.4.1 Principios de la Producción más Limpia

Las medidas de P+L comprenden las buenas prácticas, la reconversión industrial y la transferencia tecnológica.

La Producción más Limpia invierte o reorienta la jerarquía de gestión de los contaminantes, basándose en los siguientes principios:

Buenas Prácticas de Manejo: la adopción de buenas prácticas de manejo tiene como principal objetivo evitar la generación de cargas contaminantes y reducir los riesgos asociados a los procesos, mediante buenas prácticas de desempeño. Mejoras en las prácticas utilizadas y un mantenimiento apropiado pueden producir beneficios significativos. Estas opciones son generalmente de bajo costo.

Mejor Control de Proceso: modificación y optimización de procedimientos de trabajo, operación de la maquinaria y parámetros de operación para operar los procesos a mayor eficiencia y minimizar las razones de generación de desechos y emisiones.

Recuperación in-situ y reutilización: reutilización de materiales de desecho en el mismo proceso u otras aplicaciones dentro de la empresa.

Producción de subproductos útiles: transformación de materiales de desecho en materiales que puedan ser reutilizados o reciclados para otras aplicaciones fuera de la empresa.

Sustitución de Materias Primas: cambio de materias primas por otras menos tóxicas, materiales renovables o con mayor vida de servicio.

Modificación de Equipamiento: modificación del equipo de producción existente y su utilización, por ejemplo, añadiendo dispositivos de medición y control, de modo que el proceso opere a mayor eficiencia.

Cambios de Tecnología: reemplazo de tecnología, cambios en la secuencia de los procesos y/o simplificación de procedimientos de modo que se minimice la generación de desechos y emisiones durante la producción.

Modificación de productos: modificación de las características del producto de forma que se minimicen los impactos ambientales del mismo derivados de su uso o posterior a éste (disposición) o los impactos causados durante la producción del mismo.

Estos 8 principios pueden ser resumidos en la escala de prioridades de trabajo cuando se aplica la estrategia de P+L. Figura 2.4.

Teniendo en cuenta los principios en los que se fundamenta la estrategia de la P+L, las oportunidades de prevención de la contaminación pueden ser resumidas en 4 niveles de prioridad:

- evitar o reducción de los residuos en el origen
- reutilización y reciclado
- tratamiento o control de la contaminación
- disposición final

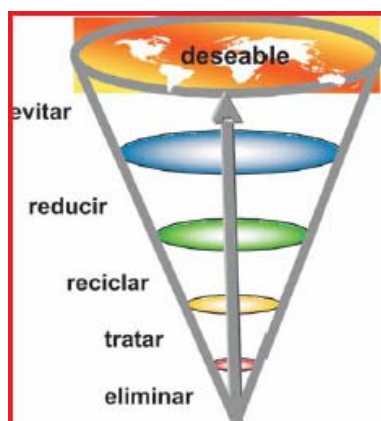


Figura 2.4 Prioridades en la aplicación de la estrategia de P+L

2.4.2 Aplicación de la P+L

Como ya ha sido mencionado, la P+L puede ser aplicada a procesos, productos y servicios. Para cada uno de estos casos la aplicación representa beneficios de ahorro, eficiencia y seguridad.

Tomando como base las áreas de atención propuestas por el PNUMA, se indican a continuación algunos elementos que pueden servir como punto de partida para la introducción de planes de P+L en la industria en general

2.4.2.1 Cambio en los insumos en la industria de alimentos

El empleo de ingredientes de origen natural es hoy en día una permanente demanda por parte de muchos consumidores, y una forma de introducir un elemento de P+L en todo proceso de elaboración de alimentos. Dentro de la variada lista de ingredientes y aditivos, los colorantes son los más delicados y rechazados, tanto por sus efectos sobre la salud humana como en el medioambiente, cuando no son dispuestos de forma correcta. Una forma de introducir este cambio, es mediante el empleo de extractos naturales, sustancias sintetizadas pero idénticas a las naturales (natural-idénticos), pigmentos de origen vegetal y colorante que empleen vehículos acuosos en lugar de oleosos o a base de alcoholes pesados.

2.4.2.2 Empaque

Uno de los elementos de un producto que más compromete el medioambiente es el de los materiales de empaque. El empleo de plásticos en tapas, bolsas, envolturas y envases es un permanente reto para los programas de reducción y disposición de residuos sólidos. En este aspecto los planes de P+L deben considerar el empleo de materiales alternativos reciclables como el vidrio o los enlatados (aluminio y hojalata) o bioplásticos, como los elaborados a partir de fibras vegetales

2.4.2.3 Cambios de tecnología

La incorporación de nuevas tecnologías en el procesamiento de materias primas en sustitución de otras obsoletas, muy frecuentemente permite la disminución de impactos negativos sobre el medioambiente

2.4.2.4 Mantenimiento preventivo

El mantenimiento preventivo es común a todo sector industrial. Un adecuado plan de mantenimiento de todos los equipos involucrados en los procesos asegura la reducción de tiempos de interrupción no planificado del proceso productivo, la fuga de contaminantes (combustibles y lubricantes) y el excesivo empleo de agentes de limpieza y desinfección.

Pueden considerarse, entre otras, las siguientes recomendaciones generales como aspectos del mantenimiento de equipos:

- Capacitación permanente al personal en el manejo y cuidado de los equipos
- Programas de manejo de inventarios para reducción de pérdidas
- Separación de desechos de las operaciones propias de los equipos
- Identificación de puntos críticos dentro del mantenimiento de los equipos
- Normalización de fichas técnicas y hojas de vida de todos los equipos involucrados en el proceso productivo.
- Sistematización de un sistema de trazabilidad de insumos como lubricantes, recubrimientos y aditivos, entre otros.
- Diseño de un plan de seguimiento a la calibración de todos los instrumentos de medida, especialmente de las variables críticas del proceso
- Monitoreo a tuberías para control de incrustaciones.

Como puede apreciarse, las acciones asociadas a un adecuado mantenimiento en la industria no difieren en gran medida de una a otra. Sin embargo es importante considerar que cada uno de los diferentes procesos de producción puede tener consideraciones particulares dependiendo de las materias primas y productos de cada uno. De acuerdo con esto, los tecnólogos y operadores deberán tener conocimiento detallado de los protocolos de operación y mantenimiento de equipos específicos.

2.4.2.5 Reutilización en el sitio

Numerosos procesos internos dentro del amplio engranaje productivo suelen generar en algunos sectores residuos intermedios que pueden tratarse con bajos costos de inversión y pueden ser reutilizados. En el caso de las industrias de procesamiento de alimentos puede incluso derivarse una línea de subproductos que minimice los vertimientos o la generación de residuos, aumentando los niveles de productividad.

BIBLIOGRAFÍA

1. E.P.A.. Waste Minimization Opportunities. Assessment Manual. (1988)
2. GEO 2000 Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. PNUMA. Ed. Mundi – Prensa (2000)
3. Heileman, Leo. Temas Ambientales en la Industria. Taller Latinoamericano para la Administración Ambiental en la Industria. PNUMA. (1996)
4. Iborra Clar, I. y J. A. Mendoza Roca (2010). **Reutilización y Reciclaje de Efluentes Líquidos**. Grupo de I+D+i de Procesos de Membranas, Tratamiento de Efluentes y Optimización (GRUPO PROMETEO). ISIRYM. Universidad Politécnica de Valencia
5. Manual de formación en gestión de residuos peligrosos para países en vías de desarrollo. ISWA, UNEP, Secretaría del Convenio de Basilea. (2002). En: http://www.idrc.ca/uploads/user-S/11437514201gr-01_07-inventarios_pag73-78.pdf
6. Menéndez Gutiérrez, Carlos. Impacto Ambiental en la Industria. Política de Minimización. Notas para Curso. ISPJAE. (2000).
7. NC-ISO 14000 Gestión Ambiental .Compendio ONN. (1998)
8. NC-ISO GUÍA 64:1998 Guía para la Inclusión de los Aspectos Ambientales en las Normas de Productos. ONN (1998)
9. PNUMA-ONUDI.(1994). .Centro de actividad del programa de Industria y Medioambiente (PNUMA CAP/IMA). Manual de Auditoría y Reducción de Emisiones y Residuos Industriales Informe Técnico No. 7.
10. Rodríguez Córdova, R (2007). Gestión Ambiental de las Empresas (Universidad de Holguín, Cuba. UNAM, Managua, Nicaragua)
11. Technical Guidelines on. Hazardous Wastes: Physico-Chemical Treatment. Biological Treatment. Basel Convention Series/SBC No: 99/007. Geneva, September (1999) . Physical/Mechanical Treatment Processes. En: <http://www.basel.int/meetings/cop/cop5/predocs/Eng/99-007e.pdf>
12. Zaror Zaror, C. A. (2000). Introducción a la Ingeniería Ambiental para la Industria de Procesos. Universidad de Concepción. Chile.
13. Waste Minimization and Clean Products. (1995). Proceedings of the 2nd. International Conference. Barcelona. 7-9 junio.

CAPÍTULO 3

CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS

3.1 Introducción

Todas las formas de vida conocidas dependen del agua. El hombre hace un uso intensivo, y en ocasiones indiscriminado, del agua, ya sea para consumo personal, social o productivo. Los seres humanos necesitan consumir diariamente varios litros de agua para mantener la vida. Por otra parte, en la industria el agua se emplea en tales cantidades, que puede sobrepasar, en mucho, los volúmenes de otros compuestos. Así, baste citar a modo de ejemplo, se necesitan más de 250 toneladas de agua para producir 1 tonelada de acero, 700 toneladas de agua para obtener 1 tonelada de papel, y más de 1 200 toneladas de agua para producir 1 tonelada de aluminio.

En la tabla 3.1 se hace una breve referencia, a modo indicativo, a estimados de volúmenes de agua para algunos usos.

Tabla 3.1. Necesidad de agua. Cantidades para algunos usos

Usuario o producto	unidades	L de agua por unidad
Calderas	kW de caldera	22
Tenería al cromo	ton de cuero crudo	60 000
Cemento	ton	2 800
Alcohol	ton	3 500 – 4000
Papel periódico	ton	83 000
Cerveza	hL	5 000

El tipo de tratamiento al que hay que someter un agua natural antes de su empleo no es universal. El tratamiento dependerá de dos elementos básicos: la fuente de donde procede, y el uso a la que está destinada.

3.2 Uso del agua

De acuerdo al uso que tendrá el agua, así deberán ser sus características o propiedades. No necesariamente se requiere la misma calidad de agua cuando va a ser empleada con fines domésticos o industriales. Incluso a nivel industrial pueden estar involucradas varios

tipos de aguas, atendiendo al proceso productivo y como consecuencia de éste. De esta forma se pueden distinguir:

- Agua potable

- Agua de proceso
- Agua de operación

3.2.1 Agua potable

Es el agua que generalmente suministra la red de distribución de los acueductos y que puede ser empleada directamente para consumo humano. Para ella existen normas de calidad que definen desde los puntos de vista físico, químico y bacteriológico, los límites máximos permisibles de determinados compuestos.

La Norma Cubana NC 93-02:1997 establece los requisitos sanitarios de agua potable aplicable a todas las aguas de consumo que sean entregadas por el sistema de abastecimiento público. En esta Norma se define como agua potable aquella que por cumplir con los requisitos físicos, químicos y microbiológicos establecidos, puede ser utilizada para la bebida y en la elaboración de alimentos.

Los valores de Límite Máximo Admisible (LMA) para las características físicas y los componentes químicos que pueden afectar la calidad organoléptica del agua potable se establecen en las tablas 3.2 y 3.3.

Tabla 3.2. Características físicas que pueden afectar la calidad organoléptica del agua potable (NC 93-02:1997)

Característica física	Límite máximo admisible (LMA)
Temperatura	Condiciones normales + 2.5 °C
Olor y sabor	No desagradables
Turbiedad real	5 UT
Color real	15 U

Tabla 3.3. Componentes químicos que pueden afectar la calidad del agua potable (NC 93-02:1997)

Componente	Límite Máximo Admisible (LMA) (mg.L⁻¹)
pH	6.5-8.5
Sólidos totales disueltos	1000
Dureza total (como CaCO ₃)	400
Cloruros	250
Compuestos fenólicos (referidos al fenol)	0.002
Hierro	0.3
Manganeso	0.1
Sodio	200
Sulfato	400
Zinc	5

Los valores de concentración máxima admisibles para componentes inorgánicos y orgánicos prioritarios que influyen sobre la salud aparecen reportados en las tablas 3.4 y 3.5 respectivamente.

Tabla 3.4. Concentración de componentes inorgánicos que influyen sobre la salud

Componente	Concentración Máxima Admisible (CMA) (mg.L⁻¹)
Arsénico	0.05
Cadmio	0.005
Cianuro	0.07
Cromo VI	0.05
Fluoruros	1.5(*)
Mercurio total	0.001
Níquel	0.02
Nitrato	45
Nitritos	3.0
Plomo	0.05
Selenio	0.01

Tabla 3.5. Concentración de contaminantes orgánicos que afectan la salud

Contaminante	Concentración Máxima Admisible (CMA) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aldrin y dieldrin	0.03
Benceno (**)	10
Benzo(a)pireno (**)	0.01
Clordano	0.2
Trihalometanos	100
Cloroformo (**)	30
DDT	2
1,2 dicloroetano (**)	10
1,2 dicloroetano	50
heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
hexaclorobenceno (**)	0.01
Gama-HCH (lindano)	2
Pentaclorofenol	9
2,4,6-triclorofenol (**)	10 (*)
Tetracloruro de carbono	2
Tetracloroetano	40
Tricloroetano	70

(*) Umbral oloroso: 0.1 $\mu\text{g/L}$
(**) Estos valores se refieren a un exceso de riesgo de cáncer de 10^{-5} por la ingestión de agua toda la vida

La Norma Cubana sobre agua potable también declara que en este tipo de agua no existirán organismos coniformes totales, coniformes fecales, bacterias patógenas, parásitos en cualquiera de sus estadios, ni virus patógeno.

Tabla 3.6. Requisitos microbiológicos del agua potable

	VALOR LÍMITE	
	Técnica de tubos múltiples	Técnica de filtración por membrana
Agua tratada que llega al sistema de distribución	<2.2 NMP/100 mL	0 UFC/mL ⁽¹⁾
Agua tratada que se halle en el sistema de distribución	<2.2 NMP/100 mL	0 UFC/mL ⁽¹⁾

⁽¹⁾ UFC: Unidades Formadoras de Colonias
⁽²⁾ En los sistemas de abastecimiento público, cuando se examinan un número suficiente de muestras deben cumplimentarse los límites establecidos en la NC 93-02:1997.

3.2.2. Agua de proceso

Es aquella que se utiliza o incorpora como materia prima al producto que se pretende elaborar. Sus normas de calidad dependerán de las características que exigen el producto para el que está destinado su empleo. Para la obtención de agua de proceso generalmente es necesario someter el agua potable que se recibe de la red de distribución, a algún tipo de tratamiento particular.

3.2.3. Agua de operación

Es el agua destinada a los denominados servicios auxiliares, o sea, para producir vapor, para calentamiento, enfriamiento, o limpieza de instalaciones. El agua utilizada en la limpieza de equipos también puede incluirse en esta categoría cuando es necesario que cumpla determinados requisitos. Las especificaciones para este tipo de agua tampoco son únicas.

Hay una cuarta denominación con la se designa un agua una vez que por determinadas razones ha perdido las características que la hicieron aptas para su empleo con el objetivo para el que fueron inicialmente destinadas: agua residual

3.2.4. Agua residual

Como resultado de la manipulación del “agua limpia”, se genera un agua de desecho a la que se le han incorporado diferentes sustancias que la hacen no utilizable. A este tipo de agua que ha perdido sus características originales y ha dejado de tener valor de uso en un proceso en particular, se le denomina agua residual. Como ya fue expresado, las aguas residuales pueden diferir notablemente en sus características de las aguas que le dieron origen.

Las aguas residuales a su vez reciben distintas denominaciones:

- crudas: aguas residuales que no han sido tratadas
- municipales: aguas residuales de origen doméstico, comercial e institucional que contienen desechos humanos
- industriales: cuando proceden de procesos industriales
- servidas: aguas de desecho que proceden de lavamanos, duchas, lavaplatos y de otras fuentes, pero que no contienen materias fecales

El vertimiento de las aguas residuales sin un tratamiento adecuado, puede ser causa en muchos casos, de graves problemas de contaminación de los cuerpos receptores. Todo depende de que su volumen y la concentración de los contaminantes que contenga, a menos que la capacidad de autodepuración natural supere al nivel de contaminación que se produce.

3.3 Fuentes comunes de abasto de agua

Las fuentes de abasto de agua que se utilizan, tanto para el consumo como para uso industrial, son diversas. La fuente a ser utilizada dependerá de su capacidad para garantizar el suministro y su calidad.

Las fuentes más comunes de agua son:

- acueducto
- pozos profundos
- pozos poco profundos
- ríos
- presas

Por supuesto que cada una de estas aguas tiene sus propias características, y tal como fue mencionado, dependiendo de éstas y del uso que se le dará al agua, así será el tratamiento que deberá concebirse para hacerla apta para el empleo.

3.4 Algunas características de las aguas naturales

El agua natural es una solución de diversos compuestos que se van incorporando a la misma por diversas vías y de acuerdo a los procesos del ciclo hidrológico, dándole un carácter diferente a las aguas naturales originales de acuerdo a la composición de los suelos, a su ubicación y a los procesos físicos y químicos que tienen lugar durante su paso.

El agua posee entonces unas características variables que la hacen diferentes de acuerdo al sitio y al proceso de donde provenga. Estas características se pueden medir y clasificar. Para muchas fuentes de abastecimiento la composición del agua varía en diferentes épocas del año. Este es especialmente el caso de las aguas superficiales, que pueden llegar a experimentar cambios en algunas de sus propiedades hasta para diferentes horas del día.

Para propósitos de empleo en procesos industriales, pueden considerarse como impurezas del agua:

Sustancias minerales disueltas
Turbiedad y sedimentos
Color y materia orgánica
Sabor y olor
Microorganismos

En la tabla 3.7 se resumen algunas de las propiedades que caracterizan a las aguas naturales

Tabla 3.7. Características generales de las aguas

FÍSICAS	Turbiedad, Color, Olor, Sabor, Temperatura, Sólidos, Conductividad
QUÍMICAS	pH, Dureza, Acidez/ alcalinidad, Fosfatos, Sulfatos, Fe, Mn, Cloruros, Oxígeno disuelto, Grasas y/o aceites, Amoníaco, Hg. Ag. Pb. Zn. Cr. Cu. B.Cd. Ba. As., Nitratos, Pesticidas, etc.
BIOLÓGICAS Y MICROBIOLÓGICAS	Protozoarios (patógenos), Helmintos (patógenos), Coliformes fecales, Coliformes totales

3.4.1 Turbiedad

La Turbiedad es la expresión de una propiedad óptica que da origen a que la luz proyectada sobre un volumen dado, se disperse y absorba en vez de transmitirse en línea recta a través del mismo. El término se aplica a las aguas que contienen materia en suspensión que originan el fenómeno óptico mencionado. Los compuestos que ocasionan el efecto son muy variados. Pueden ser sustancias orgánicas e inorgánicas finamente divididas, coloreadas o no, que incluyen el plancton y otros microorganismos.

La Turbiedad tiene importancia ambiental, atendiendo a aspectos no sólo de uso, sino también estéticos. Para su determinación, se compara con un patrón estándar. La unidad de turbiedad es la presentada por una solución acuosa que contiene 1 mg de $\text{SiO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ de agua. Se relaciona en unidades nefelométricas de turbiedad o NTU.

La turbiedad debe medirse y eliminarse debido a:

- Aspectos estéticos. La turbiedad es función de la contaminación del agua. No es aceptado un vaso de agua turbia para consumo humano
- Aspectos económicos. Para evitar tratamientos caseros, filtraciones y tiempos de sedimentación altos
- Para facilitar la desinfección. Para cloración se debe tener una turbiedad menor de 1 NTU. Muchos compuestos que confieren turbiedad al agua reaccionan con el cloro aumentando su demanda y pudiendo llegar a formar compuestos dañinos a la salud
- Aspectos ecológicos. La turbiedad en los cuerpos de agua dificulta la fotosíntesis
- Eficiencia de los procesos de tratamiento. Es un indicador de las operaciones de tratamiento efectuadas al agua, sobretodo en agua potable

3.4.2 Color

El agua es incolora. El color del agua puede estar condicionado por la presencia de iones metálicos naturales (hierro y manganeso), de humus y turbas, de plancton, o de restos vegetales y de residuos industriales.

El término de color generalmente se asocia al concepto de color real. Esto es, el color del agua cuya turbidez ha sido previamente eliminada. El término color aparente engloba no sólo el color debido a las sustancias disueltas, sino también a la materia en suspensión. El color se expresa en unidades platino-cobalto. La intensidad del color es proporcional al platino, mientras que el cobalto forma el complejo que permite medir el color. El mecanismo de medición consiste en la comparación visual con soluciones patrones de color.

3.4.3 Olor y sabor

Los compuestos que confieren olor y sabor al agua generalmente son volátiles, por lo que pueden ser eliminados con relativa facilidad mediante aireación. Los compuestos que confieren olor y sabor al agua pueden ser muchos y diversos. El compuesto mejor conocido que confiere olor y sabor al agua es el sulfuro de hidrógeno. El H_2S puede ser hallado en agua de pozos. Las condiciones anaerobias generan H_2S , que se disuelve en el agua y reacciona con ella. Por otra parte, algunos minerales pueden hacer sinergismo con los componentes contenidos en el agua confiriendo olor y sabor. La materia orgánica en descomposición es también fuente de olor y sabor en el agua. Los fenoles son hallados en los combustibles fósiles y producidos en algunos procesos industriales. Su combinación con el cloro (clorofenoles), acentúa el olor, sabor y toxicidad del agua. .

3.5 Propiedades derivadas de la capacidad disolvente del agua

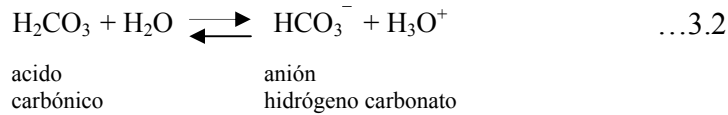
La naturaleza polar de la molécula de agua la convierte en un excelente disolvente de compuestos inorgánicos. Esta característica motiva que el agua disuelva un número grande de compuestos que le confieren propiedades particulares. Entre estas se encuentran la alcalinidad, acidez y dureza.

Las aguas naturales, aún cuando puedan ser consideradas “puras”, contienen dióxido de carbono en disolución y los aniones correspondientes que se producen, así como cationes de calcio y magnesio.

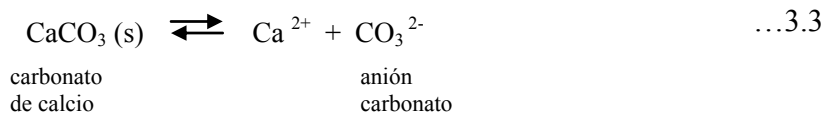
El equilibrio ácido-base de las aguas naturales en principio está determinado por la interacción entre el carbonato (CO_3^{2-}), base moderadamente fuerte, y el ácido carbónico (H_2CO_3), ácido débil. El ácido carbónico es el resultante de la disolución del dióxido de carbono atmosférico en el agua,



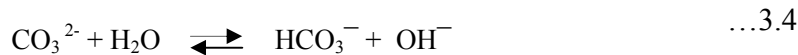
De hecho, el ácido carbónico existe como $\text{CO}_2(\text{ac})$, y no como H_2CO_3 . En el medio acuoso, el ácido carbónico está al mismo tiempo en equilibrio con el anión hidrógeno carbonato o bicarbonato,



La fuente más importante de carbonato es la piedra caliza, constituida fundamentalmente por carbonato de calcio, CaCO_3 . Esta sal es muy poco soluble, sin embargo al entrar en contacto con el agua una pequeña fracción de ella se disuelve, produciéndose el equilibrio



El carbonato disuelto actúa como base frente al agua, produciendo hidrógeno carbonato y el anión hidroxilo,



Es evidente que las reacciones descritas mediante las ecuaciones 3.1 hasta 3.4 ocurren en un sistema natural de 3 fases (aire, agua y suelo), y son resumidas en la figura 3.1.

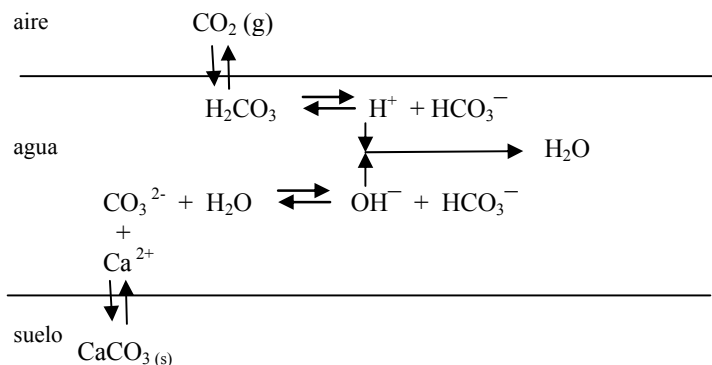


Figura 3.1. Ecuaciones de las reacciones del sistema dióxido de carbono-carbonato

3.5.1 Alcalinidad

La alcalinidad del agua es definida como su capacidad para neutralizar ácidos minerales fuertes. O sea, la capacidad que posee de “asimilar” iones hidronio (H_3O^+) sin que ocurran cambios significativos en el pH. La alcalinidad es una consecuencia de la presencia en el agua de sales de ácidos débiles (por ejemplo: $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ y $\text{Mg}(\text{CO}_3)_2$), y en algunos casos de bases fuertes.

Si se tiene en consideración que las bases fundamentales presentes en el agua son: los aniones hidroxilos, OH^- , carbonato, CO_3^{2-} , y el hidrógeno carbonato, HCO_3^- , existen 5 combinaciones entre ellos que pueden conferir alcalinidad al agua:

Hidrógeno carbonato

Carbonato

Hidroxilo

Hidrógeno carbonato y carbonato

Carbonato y el hidroxilo

La posibilidad de la combinación de OH^- con HCO_3^- no es posible, porque ambos aniones no pueden coexistir, ya que formarían carbonato.

La alcalinidad puede determinarse por valoración, empleando soluciones ácidas estándar y un pHmetro, o indicadores de fenolftaleína y anaranjado de metilo, aprovechando que los puntos de viraje de ambos son diferentes: 8,3 y 4,6 respectivamente. La práctica más rutinaria para hallar la alcalinidad de un agua es mediante el uso de estos últimos.

Con el objetivo de conocer cuáles son los aniones que le confieren alcalinidad al agua que se analiza, y en qué concentración se encuentran, la muestra se valora empleando primero fenolftaleína y después el anaranjado de metilo. Los resultados de la valoración con anaranjado de metilo se expresan como Alcalinidad al Anaranjado de Metilo o Alcalinidad Total, y se conoce como alcalinidad M. La alcalinidad determinada hasta la zona de viraje de la fenolftaleína se expresa como Alcalinidad Evidente, Alcalinidad a la fenolftaleína, o alcalinidad P.

Como criterio práctico se puede considerar las siguientes relaciones entre el pH y la alcalinidad para el agua:

si el pH es,

<4,6, no existe alcalinidad

entre 4,6 y 8,3, existe alcalinidad al HCO_3^-

entre 8,3 y 9,3, existe alcalinidad al CO_3^{2-} , y también quizás al HCO_3^-

>9,4, existe alcalinidad al OH^- y también quizás al CO_3^{2-}

En la figura 3.2 se aprecia la relación entre las especies que confieren alcalinidad y el valor del pH.

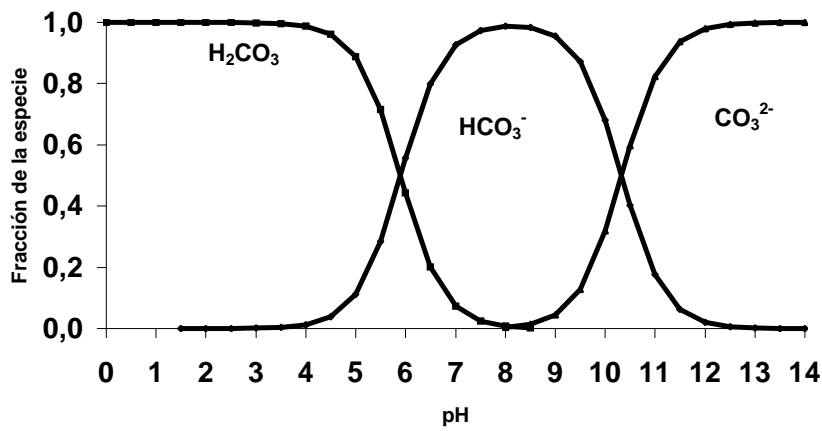


Figura 3.2. Influencia del pH sobre la especie química que produce alcalinidad en el agua

En la tabla 3.8 se presentan posibles relaciones entre las alcalinidades P y M, y las especies químicas que las originan.

Tabla 3.8. Relaciones entre tipos de alcalinidad según el anión presente

Condición	OH^{-1}	CO_3^{2-}	HCO_3^{-}
$P = 0$	0	0	M
$P < 0,5 M$	0	2 P	$M - 2 P$
$P = 0,5 M$	0	2 P	0
$P > 0,5 M$	$2 P - M$	$2 (M - P)$	0
$P = M$	M	0	0

Ejemplo 3.1

Si la alcalinidad de un agua arroja los resultados que se detallan más abajo, determine las especies químicas que la están produciendo y en qué concentración.

Alcalinidad total o al anaranjado de metilo: 180 mg.L^{-1} como $CaCO_3$

Alcalinidad a la fenolftaleína: 35 mg.L^{-1} como $CaCO_3$

Solución

$P = 65 \text{ mg.L}^{-1}$ como $CaCO_3$, y $M = 180 \text{ mg.L}^{-1}$ como $CaCO_3$

de acuerdo con esa información, $P < 0,5 M$, entonces

no existe alcalinidad debida al OH^{-1}

la alcalinidad debido al CO_3^{2-} es igual a $2 (35) = 70 \text{ mg.L}^{-1}$ como $CaCO_3$

la alcalinidad debido al HCO_3^- es igual a $(180 - 2(35)) = 110 \text{ mg.L}^{-1}$ como CaCO_3

Si el interés es analizar la alcalinidad de aguas residuales, en las que muy comúnmente se encuentran aniones diferentes a los asociados al ácido carbónico, los criterios anteriores carecen de sentido. Entonces sólo se puede hablar de la alcalinidad a la fenolftaleína o al metil naranja, pero sin identificar los aniones que la acompañan.

La alcalinidad suele expresarse en términos de CaCO_3 . Teniendo en cuenta que el valor de la masa equivalente del CaCO_3 es 50, la alcalinidad expresada como concentración másica, referida al CaCO_3 se calcula,

$$\text{alcalinidad en (mgL}^{-1}\text{)} = \text{alcalinidad en } \frac{\text{meq}}{\text{L}} \cdot \frac{50 \text{ mg}}{1 \text{ meq}}$$

(como CaCO_3)

Aplicaciones de los valores de alcalinidad

La determinación de la alcalinidad es una práctica rutinaria en el análisis de aguas. La necesidad básica de conocer la alcalinidad está vinculada al tratamiento de las aguas. Teniendo en cuenta que la cal, Ca(OH)_2 , que es utilizada para disminuir la dureza de un agua, y otros coagulantes que son empleados para eliminar la turbidez, reaccionan con la alcalinidad, es esencial seguir de cerca su valor, tanto en las aguas crudas como en las aguas ya tratadas, para asegurar la dosis óptima del tipo de coagulante que se esté empleando.

La alcalinidad de las aguas de río puede variar dentro de un amplio intervalo de valores, desde 10 o 20 mgL^{-1} hasta cerca de 300 mgL^{-1} como CaCO_3 . Los datos de alcalinidad pueden ser indicativos de cambios en la calidad de las corrientes o de la carga de contaminación sólo cuando los valores varían significativamente con respecto a valores previamente conocidos.

Por otra parte, la acción tampón controladora natural del pH en los procesos biológicos es ejercida por el sistema dióxido de carbono-hidrógeno carbonato. Por ello se recomienda la medición periódica y sistemática de la alcalinidad en los sistemas aerobios de tratamiento de aguas residuales y en los procesos de digestión de lodos, durante la evaluación de las condiciones ambientales de tales procesos.

Un exceso indeseado de alcalinidad puede disminuirse por descarbonatación con cal, tratamiento mediante ácidos o intercambio iónico.

3.5.2 Acidez

La acidez en las aguas naturales es causada por el dióxido de carbono y por la presencia de ácidos minerales fuertes.

El procedimiento empleado para el cálculo de la acidez es volumétrico, similar al empleado para el cálculo de la alcalinidad. A diferencia de este último, la valoración se realiza con una base fuerte como el hidróxido de sodio, NaOH. Los indicadores empleados son también la fenolftaleína y el anaranjado de metilo.

La acidez debida a ácidos inorgánicos existe a pH inferiores a 4,5, mientras que la acidez debida al CO₂ se determina a valores pH comprendidos en el intervalo de 4,5 y 8,3. La acidez total es la debida a la suma de ambas. La acidez se expresa en términos de CaCO₃.

$$\text{acidez en (mgL}^{-1}\text{)} = \text{acidez en } \frac{\text{meq}}{\text{L}} \cdot \frac{50 \text{ mg}}{1 \text{ meq}}$$

(como CaCO₃)

La acidez puede interpretarse en términos de sustancias específicas solamente cuando se conoce la composición química del agua que se analiza. Los ácidos minerales fuertes, los ácidos débiles como el carbónico y el acético y las sales hidrolizables como los sulfatos de hierro y aluminio pueden incrementar la acidez.

3.5.3 Dureza

Las aguas naturales, dependiendo de su procedencia, poseen cantidades variables de sales disueltas. Estas sales pueden conferirle al agua la propiedad o característica identificada como dureza, entendiéndose por tal, el contenido de cationes de calcio y magnesio.

Estos cationes, y algunos más, se encuentran asociados a los carbonatos, hidrogeno carbonatos, cloruros y sulfatos, principalmente.

Otros cationes divalentes como el hierro (II), manganeso (II) y el estroncio, pueden aportar dureza. Sin embargo debido a su baja concentración en las aguas naturales, no se toman en cuenta a los efectos de la misma.

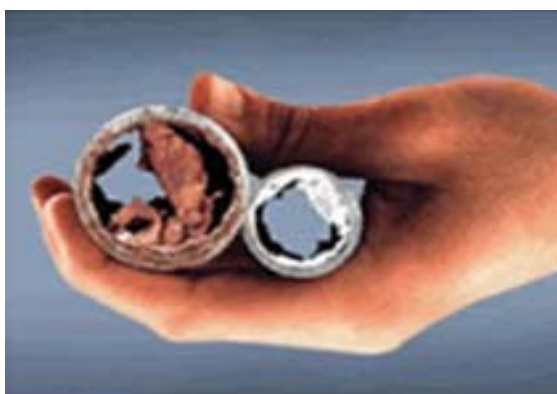


Figura 3.3. Incrustaciones en tuberías

La presencia de dureza afecta la capacidad de formación de espuma de detergentes en contacto con el agua, consumen jabón, y pueden producir problemas de incrustación en equipos industriales y domésticos.

Aunque en exceso resulta nociva para el consumo humano, es un hecho conocido que la ausencia de dureza del agua está relacionada con ciertas enfermedades cardiovasculares, observándose un descenso de mortalidad a medida que se incrementa la dureza. La dureza es un factor importante en el sabor del agua. Por encima de 500 mg.L^{-1} el agua tiene sabor desagradable.

También es regla general que la toxicidad de los contaminantes es significativamente menor en aguas duras que en aguas blandas. Por ello, y hasta que no sea determinada la relación causa - efecto, el ablandamiento de agua destinada a la bebida no es, en general, recomendado. Contradictoriamente hay determinados tipos de agua mineral que se comercializan desmineralizadas.

La técnica más común para calcular la dureza es valorando la muestra con EDTA (ácido etilen diamín tetracético o la correspondiente sal de sodio). El EDTA forma un complejo estable con los cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} , u otros cationes que confieran dureza al agua. Como indicador se adiciona el Negro de Eriocromo T a pH 10. En ausencia de dureza, toda la solución (muestra de agua más EDTA, más indicador), toma coloración azul. Si el color de la solución anterior es rojo vino, es indicativo de dureza. La dureza se expresa como CaCO_3 .

3.5.3.1 Clasificación de la dureza según su intensidad

Según su intensidad, las aguas se clasifican en blandas, moderadamente duras, duras y muy duras. En la tabla 3.9 aparecen los intervalos de dureza para cada uno de los tipos mencionados.

Tabla 3.9. Clasificación de las aguas según el grado de dureza

Intervalo de dureza mg L^{-1} como CaCO_3	Clasificación
0 - 75	blandas
75 - 150	moderadamente duras
150 - 300	duras
> 300 mg	muy duras

3.5.3.2 Tipos de dureza

La dureza total de un agua es la suma de la aportada por el calcio más el magnesio,

$$D_T = D_{\text{Ca}} + D_{\text{Mg}} \quad \dots 3.5$$

Teniendo en cuenta las características de los suelos cubanos, eminentemente cálcicos, puede afirmarse que el agua procedente de cualquiera de las fuentes disponible, es un agua dura. No obstante el tipo de dureza no es la misma en todas las regiones del país. Hay lugares, los más, en los que predomina la dureza cálcica y otros en los que predomina la

dureza magnésica. Ambos tipos deberán ser eliminadas cuando se necesita trabajar con un agua blanda.

Dado que los cationes que aportan dureza se encuentran en las aguas naturales asociados en gran medida a especies del ácido carbónico, la dureza puede ser clasificada además como

- dureza carbonatada, también llamada temporal: procedente de carbonatos e hidrógeno carbonatos
- dureza no carbonatada o permanente: el Ca^{2+} y el Mg^{2+} se encuentran asociados a aniones diferentes a los carbonatos e hidrógeno carbonatos, como por ejemplo, sulfato, cloruro y nitrato

Relaciones entre la acidez, dureza y alcalinidad de un agua a los efectos de identificar los diferentes tipos, pueden apreciarse en la figura 3.4.

Figura 3.4. Gráfico de barras con las relaciones acidez, dureza y alcalinidad de un agua. Todos los valores se expresan en $\text{mmol equivalente.L}^{-1}$.

concentración de CO_2 mmol L^{-1}	dureza total (mmol L^{-1})	otros cationes
	alcalinidad (mmol L^{-1})	otros aniones

Como se aprecia, el gráfico se subdivide en varias partes. A la izquierda se coloca la acidez. El resto de la gráfica se divide en parte superior y parte inferior. En la superior se coloca todo lo relativo a cationes, y en la inferior, los aniones.

De acuerdo al esquema de la figura 3.4, puede afirmarse que toda la dureza es carbonatada. Además a las especies del ácido carbónico la acompañan otros cationes diferentes al calcio y magnesio. Quizás sodio o potasio, porque son cationes que no confieren dureza.

Ejemplo 3.2

Dada la siguiente composición de una muestra de agua

$$c(\text{Ca}^{2+}/2) = 3,5 \text{ mmol L}^{-1}$$

$$c(\text{Mg}^{2+}/2) = 1,0 \text{ mmol L}^{-1}$$

$$\text{alcalinidad} = 4,0 \text{ mmol L}^{-1}$$

$$c(\text{CO}_2/2) = 0,6 \text{ mmol L}^{-1}$$

$$c(\text{Cl}^- /1) = 0,8 \text{ mmol L}^{-1}$$

$$c(\text{SO}_4^{2-}/2) = 0,2 \text{ mmol L}^{-1}$$

CO_2 (0,6)	calcio + magnesio (4,5)	
	alcalinidad (4,0)	Cl^- , SO_4^{2-} (1,0)

Determine qué parte de la dureza total es no carbonatada.

Una vez construido el gráfico de barras, puede conocerse que:

la dureza carbonatada es igual a la alcalinidad = $4,0 \text{ mmol L}^{-1}$
la dureza no carbonatada es igual a dureza total menos la alcalinidad, o sea,

$\text{DNC} = 4,5 - 4,0 = 0,5 \text{ mmol L}^{-1}$
existen otros cationes diferentes al calcio y magnesio que no confieren dureza, y que están asociados al cloruro o sulfato

la concentración de dureza total que es debida a aniones diferentes a las especies del ácido carbónico es la DNC, $0,5 \text{ mmol L}^{-1}$

En la tabla 3.10 se indican los cationes metálicos que causan la dureza del agua y los principales aniones asociados con ellos

Tabla 3.10. Cationes que producen dureza y sus aniones asociados

Cationes	Aniones
Ca^{2+}	HCO_3^-
Mg^{2+}	SO_4^{2-}
Sr^{2+}	Cl^-
Fe^{2+}	NO_3^-
Mn^{2+}	SiO_3^{2-}

3.5.4 Cloruros

El cloruro en forma de anión es uno de los compuestos inorgánicos con mayor presencia en el agua natural y residual. En el agua potable el sabor salado producido por el cloruro es variable y depende de la composición química del agua. Algunas aguas con 250 mg.L^{-1} de cloruro pueden tener un sabor salado detectable si el catión acompañante es el sodio. En cambio, ese gusto salado típico puede estar ausente en aguas con hasta 100 mg.L^{-1} cuando los cationes predominantes son el calcio y el magnesio.

Un contenido elevado de cloruro puede dañar las conducciones y estructuras metálicas y perjudicar el crecimiento vegetal.

Otras sustancias minerales que pueden ser encontradas en las aguas naturales incluyen, entre otros, fósforo, sílice, hierro, manganeso, nitratos, nitritos, potasio y acidez mineral.

La sílice (SiO_2) se encuentra en estado de alta pureza en el cuarzo y en varias arenas. Es también un constituyente principal del granito, feldespato, arcilla y buena parte de otros minerales. Debe ser eliminada en los pretratamientos en desarenadores.

3.5.5 Hierro y manganeso

Los cationes Hierro II y Manganeso II son solubles. Se encuentran presentes en cantidades pequeñas en muchos suministros de agua, entre ellos pozos profundos. Cuando se exponen al aire, estas formas reducidas se transforman lentamente en sus formas oxidadas. La velocidad a la que transcurre la oxidación, depende del valor del pH del agua, su alcalinidad, la presencia de compuestos orgánicos y de agentes oxidantes. Si las formas oxidadas de estos cationes no son eliminadas del agua, los mismos le conferirán una apariencia desagradable con su color pardo rojizo. El hierro precipita en contacto con el aire formando escamas rojas que producen turbiedad.

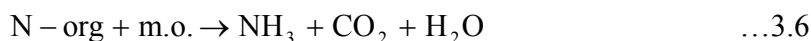
Si la concentración de hierro es de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ o menor generalmente es considerado despreciable. En cantidades superiores a $0,2-0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ puede ser muy objetable. En aguas subterráneas el hierro se presenta como Fe^{2+} (soluble).

El manganeso es un constituyente no muy común en el agua, más dañino que el hierro, y su tolerancia para usos especiales son menores que para este último. El manganeso es más difícil de eliminar que el hierro por que la coagulación del $\text{Mn}(\text{OH})_2$ no es fácil llevarla a cabo por los altos pH necesarios y las características de sus flóculos.

Las aguas superficiales que contienen compuestos orgánicos con hierro y manganeso necesitan un tratamiento especial en el que se combine la coagulación-floculación con neutralización. Esto se debe, como ya se expresó, a que el manganeso necesita un medio muy alcalino para formar flóculos mientras que el hierro los forma en medio ácido.

3.5.6 Nitrógeno

Las formas más comunes de encontrar el nitrógeno en el agua son: orgánico (N-org), amoniacal (N- NH_3), nitrito (N- NO_2^-) y nitrato (N- NO_3^-). El nitrógeno orgánico (N-org) puede presentarse como consecuencia de la oxidación incompleta de la materia orgánica (partes de plantas, animales y materia fecal de animales de sangre caliente), pudiendo transformarse posteriormente en nitrógeno amoniacal (N- NH_3), como consecuencia de la actividad microbiana del suelo y agua,



A su vez, el N- NH_3 es comúnmente oxidado por determinado grupo de bacterias, dando lugar a la formación de nitrito, y posteriormente este es transformado por otro grupo de bacterias en nitrato, forma más oxidada del nitrógeno.

En realidad cualquiera de las 3 formas de presentarse el nitrógeno en el agua es indeseable. Sin embargo, algunas de ellas son tolerables en determinadas concentraciones.

La presencia de nitrógeno orgánico o amoniacal en las aguas naturales indica la posibilidad de que la fuente que le da origen esté contaminada, y de inmediato se piensa en

contaminación fecal. El amonio en aguas superficiales puede constituir un peligro por ser tóxico para los peces. La suma de las concentraciones del nitrógeno orgánico y amoniacal es conocida como nitrógeno total Kjeldahl (NTK). El NTK no contiene las formas de nitrito ni nitrato. El nitrito en el agua es una señal de que ha existido contaminación de origen orgánico, y que es probable que esté ocurriendo un proceso de nitrificación. El nitrato es la especie de nitrógeno de mayor grado de oxidación que se encuentra en el agua. Puede deber su origen a materia orgánica oxidada en sumo grado o al escurrimiento de aguas con residuos de fertilizantes inorgánicos. Cualquiera que sea su origen, la presencia de nitrato también es rechazada.

En la tabla 3.11 se presentan los valores de concentración permisibles de nitrógeno para agua potable.

Tabla 3.11. Concentraciones de nitrógeno para agua potable y fuentes con posibilidad de tratamiento

Especie del nitrógeno mgL⁻¹	Concentración máxima permitida en el agua potable	Concentración máxima permitida con posibilidad de tratamiento
N-orgánico	0	0
N-NH ₃	0	0
N-NO ₂ ⁻	0	0
N-NO ₃ ⁻	45	45
N-orgánico + N-NH ₃ + N-NO ₂ ⁻	0	< 1

3.5.7 Fósforo

El fósforo se clasifica como orgánico e inorgánico. Estando presentes estos últimos como ortofosfatos (H₂PO₄¹⁻ HPO₄¹⁻ ; PO₄³⁻) y polifosfatos. Los polifosfatos en disolución acuosa se hidrolizan gradualmente y se transforman en ortofosfatos.

El fosfato precipita fácilmente como fosfato de calcio. En las aguas naturales rara vez se presenta en concentraciones mayores de 1 mg.L⁻¹ como fosfato. Debido a su amplio uso como detergente y fertilizantes los fosfatos pueden hallarse en grandes cantidades en efluentes industriales, municipales y en vertidos agrícolas. El fósforo puede ser reducido a niveles muy bajos mediante tratamiento con alumbre, aluminato sódico o cloruro férrico al formarse precipitado de fosfato de aluminio y de hierro. Otra forma de precipitarlo es con cal a pH mayor de 10.

Los fosfatos encuentran amplio uso en el tratamiento de aguas de calderas. Los polifosfatos son usados en algunas aguas de uso industrial como inhibidores de corrosión y para la estabilización del carbonato de calcio y sustituir de esa manera la necesidad de recarbonatación. Los ortofosfatos aplicados como fertilizantes son arrastrados a las aguas superficiales con las lluvias. Los fosfatos orgánicos se forman principalmente en procesos

biológicos. Son aportados al alcantarillado por los residuos corporales y de alimentos y también se pueden formar a partir de los ortofosfatos durante el tratamiento de los procesos biológicos. Los fosfatos pueden aparecer también en los sedimentos de fondo y en lodos biológicos, tanto en formas inorgánicas precipitadas como incorporados a compuestos orgánicos.

En las fuentes de abastecimiento en que se utilizará sólo desinfección como tratamiento, sus aguas reunirán las características establecidas en la Tabla 3.12.

Cuando no se cumplan las características de dicha Tabla, las autoridades sanitarias y de recursos hidráulicos correspondientes, dictaminarán el tipo de tratamiento que requerirán dichas aguas o prohibirán su utilización si la corrección que es necesario aplicar no es adecuada sanitaria ni económicamente.

Tabla 3.12. Características físicas, químicas y bacteriológicas de las aguas de las fuentes de abastecimiento que requieren sólo desinfección como tratamiento

Características	Límite máximo admisible (LMA)
pH	De 6,5 a 8,5
Aceites y grasas	0,3 mg.L ⁻¹
Sólidos totales disueltos	1 000 mg.L ⁻¹
Turbiedad (escala sílice)	5 U
Color real (escala platino cobalto)	15 U
Olor y Sabor	No desagradable
Dureza total (como CaCO ₃)	400 mg.L ⁻¹
Nitratos	45 mg.L ⁻¹
Fluoruros	1,0 mg.L ⁻¹
Cloruros	250 mg.L ⁻¹
Manganeso,	0,1 mg.L ⁻¹
Cobre	0,3 mg.L ⁻¹
Sulfato	400 mg.L ⁻¹
Hierro	0,1 mg.L ⁻¹
Bacterias coliformes totales	250 coliformes totales (NMP en 100 mL). En un 10 % de las muestras en el período analizado, se permitirá hasta 1000 coliformes totales
Coliformes fecales	50 coliformes fecales (NMP en 100 mL). En un 10 % de las muestras examinadas en el período analizado se permitirá hasta 200 coliformes fecales.

BIBLIOGRAFÍA

1. Baird, C. Environmental Chemistry (2000). Ed. W.H. Freeman and Company. England
2. Cheremisinoff, N.P. (2002). Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies. Ed. N&P Limited. Butterworth-Heinemann. Reed Elsevier Group
3. Díaz Betancourt, R. Tratamiento de Aguas y Aguas Residuales. (1987). Ed. ISPJAE.
4. Droste, R.L. Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment (1997). Ed. John Wiley and Sons, Inc.
5. Ingeniería de Tratamiento y Acondicionamiento de Aguas. Parámetros y características de las aguas naturales. En:
<http://www.oocities.org/edrochac/sanitaria/parametros1.pdf>
6. Nordel, E. Tratamiento de Agua para la Industria y otros Usos. (1976). Compañía Editorial Continental S.A.
7. Rivera, A, González, J. Martínez, J.M. y C. Terry. (2007). Manual para la Gestión Eficiente del Agua en la Industria Alimentaria. IIIA- ONUDI, Viena
8. Rocha, E. Ingeniería de Tratamiento y Acondicionamiento de Aguas. En:
<http://www.fcq-uach.com/sanitaria/parametros.pdf>
9. Snoeyink, V.L. and D. Jenkins (1980). Water Chemistry. John Wiley & Sons
10. WHO. Guidelines for Drinking Water Quality World Health Organization, Geneva, (2004). En <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300483X04000952>

CAPÍTULO 4

TRATAMIENTOS FÍSICOS Y FÍSICO-QUÍMICOS

4.1 Introducción

Cuando el agua disponible para la industria o la destinada a una estación potabilizadora procede directamente de fuentes superficiales, la complejidad de los tratamientos a los que debe someterse para los diversos usos será mayor que si proviene de la red de abasto de agua potable o de pozos. Estos tratamientos pueden ser tan simples como el de la separación de palos y trapos “partículas groseras” como la necesaria para un agua que procede de una presa, hasta la coagulación de un agua de río que arrastra arcilla.

Los procesos físicos y físico-químicos que suelen utilizarse en el tratamiento de las llamadas aguas naturales son similares a los empleados en el tratamiento de aguas residuales, por lo que los temas tratados en este epígrafe son también válidos en el tratamiento de aguas residuales.

4.2 Rejillas de desbaste

Salvo excepciones, la instalación de rejillas de desbaste es indispensable en cualquier planta de tratamiento de aguas residuales. El desbaste es el primer proceso que tiene lugar en las instalaciones de tratamiento. Tiene como objetivo retener y separar cuerpos sólidos voluminosos, flotantes y en suspensión, contenidos en la corriente de agua residual que llega a la instalación de tratamiento (afluente). Figura 4.1

El desbaste se realiza por medio de rejillas (rejas, mallas o cribas). De esta manera se logra:

- Evitar posteriores depósitos
- Evitar obstrucciones en canales, tuberías y conductos en general
- Interceptar aquellos sólidos que por sus excesivas dimensiones podrían dificultar el funcionamiento de las unidades posteriores (desarenador, medidor de caudal, decantadores, etc.).
- Aumentar la eficiencia de los tratamientos posteriores

La elección del tipo de rejas que es necesario colocar es una decisión importante a tomar en el diseño de toda estación depuradora. Cuanto menor sea el tamaño de la estación, tanto más fiables deberán ser todos los equipos mecánicos que forman parte de la misma.

Las rejillas pueden clasificarse, con arreglo a distintos criterios, en:

- Horizontales, verticales, inclinadas y curvas
- Finas, medias y gruesas
- Fijas o móviles
- De limpieza automática, semiautomática o manual

Es muy común, sobre todo en instalaciones de aguas residuales pequeñas y medianas, la colocación de rejas de limpieza manual. Para plantas de tratamiento con dimensiones de 500 habitantes equivalentes en adelante, existen hoy en día en el mercado rejas provistas de sistema automático de limpieza y extracción de residuos a un contenedor, con excelentes resultados de operación. Figura 4.2

Aún en el caso de rejas de limpieza automática o semiautomática, se recomienda la colocación de una reja de seguridad de limpieza manual, para eventualidades. Estas rejas suelen tener una separación entre barras de 10 cm.

Aunque no existe un criterio único para clasificar los tipos de rejillas en finas, medias o gruesas, se pueden considerar como rejillas finas aquellas en que la separación libre de abertura es inferior a 1,5 cm. La distancia entre barras en las llamadas rejillas de separación media, oscila entre 1,5 y 5,0 cm. Estas últimas son las más empleadas, puesto que retienen la mayor parte de las sustancias arrastradas que no pueden eliminarse por sedimentación.

Para el desbaste grueso del afluente se emplean rejas de abertura entre 5,0 y 10 cm cuya limpieza se suele realizar manualmente. Se colocan en la llegada del agua residual al colector de la estación depuradora, y puede ser considerado como pretratamiento respecto a una rejilla media colocada a continuación.



Figura 4.1.. Rejas de limpieza manual. Izquierda, rejas gruesas. Derecha, rejas finas.



Figura 4.2. . Vista de dos modelos diferentes de cámaras de rejas de limpieza automática

El parámetro fundamental para un proyecto para rejas es la velocidad de paso del agua entre las barras (v_r). Aún cuando no existe un criterio único de velocidad de paso entre las barras, si hay coincidencia en que debe ser menor de 1 ms^{-1} . Otra característica a considerar en el proyecto de rejillas es la velocidad de aproximación del agua a la cámara de rejas (v_c). Valores aceptables, tanto de velocidad de aproximación como velocidad a través de las barras son:

$$v_c \sim 0,6 \text{ ms}^{-1}$$

$$v_r \leq 0,9 \text{ ms}^{-1}$$

no obstante un criterio comúnmente aceptado de velocidad a través de las rejas es el de considerar que ésta puede llegar hasta $1,20$ y $1,40 \text{ ms}^{-1}$ a caudal máximo sin grandes dificultades en los resultados.

El volumen de materias sólidas retenidas en las rejas, o residuos del desbaste depende de las características de las aguas residuales. En las tablas 4.1 y 4.2 se brinda información para el caso de aguas residuales municipales.

Tabla 4.1.. Volumen de materias retenidas en rejillas para aguas residuales municipales

Separación libre entre barras (mm)	Volumen retenido (L.hab ⁻¹ año ⁻¹)
3	15-25
20	5-10
40-50	2-3

Tabla 4.2.. Características de las materias retenidas en rejillas para aguas residuales municipales

Características	%
Contenido de humedad	> 30
Contenido de materia orgánica (base seca)	75-80
Contenido de materia inerte (base seca)	25-20

Los residuos de la operación de desbaste pueden ser dispuestos por diferentes vías en dependencia del tamaño de la instalación, la microlocalización, y los recursos disponibles para el diseño, operación y mantenimiento. Así, pueden utilizarse para esos fines, tanques de los empleados normalmente para la recogida de desechos sólidos. En instalaciones pequeñas estos tanques pueden ser entregados al sistema público de recogida de basuras o su contenido ser enterrado, cumpliendo determinadas normas. En instalaciones grandes puede emplearse la incineración de los sólidos sometidos previamente a un proceso de secado.

Ancho del canal de entrada en la zona de las rejillas

El ancho del canal de entrada en la zona de rejillas debe ser tal que no ocurra un aumento de la velocidad de paso como consecuencia de la colocación de las mismas.

El ancho del canal en la zona de rejillas puede calcularse según,

$$W = \frac{Q}{v_r h} \left(\frac{b + s}{s} \right) + C \quad \dots 4.1$$

donde

W = ancho del canal de rejillas, m

Q = flujo volumétrico máximo que pasa, m^3s^{-1}

v_r = velocidad máxima del agua en rejillas, ms^{-1}

h = nivel aguas arriba del agua de la rejilla a caudal máximo, m

b = ancho de las barras, m

s = separación libre entre barras, m

C = coeficiente de seguridad, m

rejillas finas, 0,10 m

rejillas gruesas, 0,30 m

Existe una relación práctica entre el ancho del canal (W) y la altura de la lámina de agua (h), para el flujo volumétrico máximo de paso,

$$1 \geq \frac{W}{h} \geq \frac{3}{2} \quad \dots 4.2$$

El valor de h (m) se calcula,

$$h = 0,15 + 0,74 \sqrt{Q_{\text{máx}}} \quad ; \quad Q_{\text{máx}}, m^3s^{-1} \quad \dots 4.3$$

4.3 Desarenadores

El desarenado tiene por objeto extraer del agua bruta la grava, arena y partículas minerales más o menos finas con el fin de evitar que se produzcan sedimentos en los canales y conducciones para proteger las bombas y otros aparatos contra la abrasión y para evitar sobrecargas en las fases de tratamiento siguientes.

En la figura 4.3 se muestra una vista de un desarenador, y en la 4.4 los esquemas de 2 secciones de este dispositivo de separación.

El desarenado se refiere normalmente a las partículas superiores a 200 micras. Una granulometría inferior corresponde a los procesos de pre-decantación o decantación.

En los desarenadores las partículas en suspensión se depositan en el fondo como consecuencia de su mayor densidad.



Figura 4.3. Vista de un desarenador

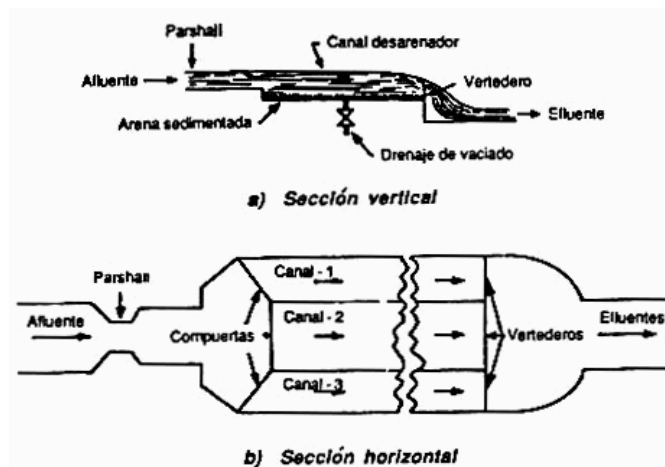


Figura 4.4 . Esquemas de desarenadores.

Como regla general, para las instalaciones con una población equivalente superior a 500 habitantes, deberá colocarse un desarenador, incluso en aquellos sistemas de alcantarillado en los que se transportan por separado las aguas pluviales y los albañales (sistemas separativos).

Para valores inferiores a 100 habitantes equivalentes basta con un pequeño escalón o pozo en el canal de entrada inmediatamente detrás de las rejillas, siempre que dicho canal sea de fácil limpieza.

Para aguas residuales de origen netamente industrial, la necesidad de existencia de los desarenadores dependerá exclusivamente de las características del agua residual a tratar.

Experiencias realizadas con distintos tamaños de arena, a distintas velocidades ascensionales, para determinar los porcentajes de pesos de arenas decantadas, han dado los siguientes resultados:

Los procedimientos utilizados en la separación de arenas pueden ser dos: La separación natural por decantación en canales o depósitos apropiados, y la separación dinámica con procesos utilizando inyección de aire o efectos de separación centrífuga. La separación natural requiere que el paso del agua ocurra a velocidad constante.

La arena que es extraída de canales desarenadores de pequeñas dimensiones por medios manuales, generalmente es no apta para su reutilización y debe enterrarse o enviarse como destino final a un vertedero, con los residuos del desbaste.

En instalaciones de grandes dimensiones, la arena es generalmente extraída del fondo de los desarenadores, mediante bombeo, y puede ser tratada posteriormente mediante:

- sedimentación en un depósito poco profundo, con evacuación del agua por lasas filtrantes o por vertedero de rebose
- por separación mecánica (tornillo de Arquímedes, o clasificador alternativo de rastrillos) y almacenamiento en una tolva fija o en un volquete
- mediante un hidro-ciclón y almacenamiento en tolva con vertedero de rebose

Cuando se captan grandes volúmenes de arena, se procede, a veces, a un lavado de la misma antes de su almacenamiento en tolvas, en un depósito separado, provisto de un sistema eficaz de agitación por aire, al cual llega la mezcla agua y arena bombeada desde el desarenador. También puede preverse, en el tornillo de Arquímedes, un lavado con agua de aportación. La arena lavada, que quede bastante limpia, puede encontrar un uso posterior.

Cálculo de las dimensiones de los desarenadores

Los desarenadores son generalmente rectangulares, del tipo canal. Su superficie horizontal se calcula en función de la velocidad de sedimentación V_c de las partículas de menor tamaño que deben retenerse, y del caudal máximo que circulará por el mismo:

Superficie horizontal = caudal máximo / Velocidad V_c de la partícula menor a retener

La sección transversal es función de la velocidad horizontal de flujo deseada. La velocidad del flujo de aguas en el desarenador debe ser lo suficientemente baja como para que se depositen en el fondo aquellas partículas que se desean separar, pero no tan baja como para que se convierta en un sedimentador. Las dimensiones de la zona de desarenado deben ser tales que se garantice una velocidad lineal de flujo comprendida entre 0,25 y 0,40 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ y un tiempo de retención en la zona entre 45 y 180 segundos.

En la tabla 4.3 se brinda, a modo de referencia, valores de velocidad de sedimentación y arrastre de partículas de arena.

Tabla 4.3. Distribución de tamaño partículas de arena de densidad 2,65 y velocidades de sedimentación. (válidos en sedimentación libre)

d cm	0,005	0,010	0,020	0,030	0,040	0,050	0,10	0,20	0,30	0,50	1,00
V_C cm.s ⁻¹	0,2	0,7	2,3	4,0	5,6	7,2	15	27	35	47	74
V_C' cm.s ⁻¹	0	0,5	1,7	3,0	4,0	5,0	11	21	26	33	
V_C'' cm.s ⁻¹	0	0	1,6	3,0	4,5	6,0	13	25	33	45	65
V_i cm.s ⁻¹	15	20	27	32	38	42	60	83	100	130	190

d diámetro de la partícula de arena
 V_C velocidad de sedimentación, para un fluido de velocidad horizontal nula
 V_C' velocidad de sedimentación, para un fluido de velocidad horizontal igual a V_i
 V_C'' velocidad de sedimentación, para un fluido de velocidad horizontal de 0,30 cm.s⁻¹
 V_i velocidad horizontal crítica de arrastre de la partícula depositada

4.4 Sedimentación

La sedimentación o clarificación se utiliza en los tratamientos de aguas y aguas residuales para separar los sólidos sedimentables contenidos en las mismas. La eliminación de sólidos suspendidos por sedimentación se basa en la diferencia de peso específico entre las partículas sólidas y el líquido donde se encuentran.

Dependiendo de la naturaleza de los sólidos presentes en suspensión pueden considerarse los tres tipos de mecanismos o procesos de sedimentación cuyas características más generales son descritas a continuación:

1. Sedimentación discreta. Las partículas que se depositan mantienen su individualidad, o sea, no se somete a un proceso de coalescencia con otras partículas. En este caso, las propiedades físicas de las partículas (tamaño, forma, peso específico) y velocidad de sedimentación, no cambian durante el proceso. La deposición de partículas de arena en los desarenadores es un ejemplo típico de sedimentación discreta.
2. Sedimentación floculenta. En la medida que las partículas descienden a lo largo de la altura de la columna de líquido se asocian unas con otras incrementando su tamaño. La aglomeración de las partículas va acompañada de cambios en la densidad y en la velocidad de sedimentación o precipitación. La sedimentación que

se lleva a cabo en los clarificadores o sedimentadores primarios es un ejemplo de este proceso.

3. Sedimentación por zonas. Las partículas forman una especie de manto que sedimenta como una masa total, presentando una interfase con la fase líquida. Ejemplos de este proceso incluyen la sedimentación de lodos producidos en los tratamientos por coagulación química, y los clarificadores secundarios, como parte de los tratamientos biológicos de aguas residuales.

4.4.1 Criterios para el diseño de sedimentadores

Las variables utilizadas como criterio para definir las dimensiones de los tanques de sedimentación son: tiempo de retención, flujo de sobrenadante o carga superficial, carga máxima sobre el vertedor de salida y la velocidad de flujo horizontal para los sedimentadores rectangulares.

El tiempo de retención, expresado en horas, se calcula dividiendo el volumen efectivo del tanque por el flujo de agua diario,

$$t = \frac{V \cdot 24}{Q} \quad \dots 4.4$$

donde

t = tiempo de retención, horas

V = volumen efectivo del tanque de sedimentación, m³

Q = flujo promedio diario de agua, m³d⁻¹

La carga superficial es igual al flujo promedio diario dividido por el área superficial del sedimentador

$$V_0 = \frac{Q}{A} \quad \dots 4.5$$

donde

V₀ = carga superficial, m³m⁻²d⁻¹

Q = flujo promedio diario de agua, m³d⁻¹

A = área superficial del tanque, m²

La carga sobre el vertedor de salida se calcula dividiendo el flujo promedio diario por la longitud del perímetro del vertedor de salida. En la figura 4.5, se destaca el vertedor del efluente sobrenadante del sedimentador.

$$V_p = \frac{Q}{P} \quad \dots 4.6$$

donde

V_p = carga sobre el vertedor de salida, m³m⁻¹h⁻¹

Q = flujo promedio diario de agua, m^3d^{-1}

P = longitud del perímetro del vertedor, m

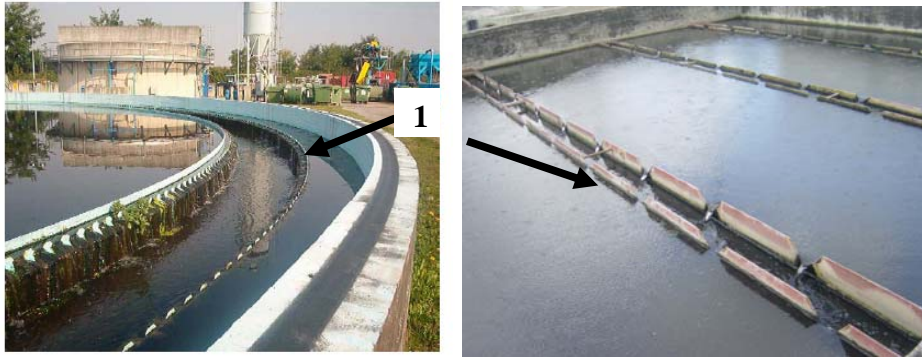


Figura 4.5. Vista de sedimentadores. Izquierda, circular. Derecha, rectangular. En ambos casos se destaca el vertedor (1).

En el tratamiento de aguas, la aplicación más común de la sedimentación es generalmente posterior a un tratamiento químico, para separar aquellas impurezas flocculadas y suspendidas. En el procesamiento de aguas residuales, la sedimentación se emplea para reducir los sólidos suspendidos sedimentables del agua residual afluyente a una instalación de tratamiento y para la separación de los sólidos sedimentables generados después de un tratamiento biológico o físico-químico.

4.4.2 Forma geométrica de los sedimentadores y sus dimensiones más comunes

Los sedimentadores comúnmente son de área circular, o rectangular. En los sedimentadores de superficie circular la entrada del agua se hace por la parte central y la extracción por la periferia, o a la inversa, entrada por la periferia y salida por el centro, para asegurar mejores condiciones de flujo. En los rectangulares el agua entra por un extremo y sale por el otro. En su diseño debe preverse el movimiento lento y uniforme del agua, con un mínimo de corto circuito. Para evitar la turbulencia, el área seccional ha de ser tal que la velocidad del agua a través del sedimentador no sea mayor de $1 m \cdot min^{-1}$.

Las principales dimensiones de los tanques de sedimentación son ancho, largo y profundidad para los rectangulares, mientras que para los circulares son el diámetro y la altura.

4.4.3 Procedimiento de diseño.

1. Determinar la carga superficial a partir de datos experimentales o fijarla teniendo en cuenta la experiencia previa.
Si se tiene información de velocidades de sedimentación, la carga superficial deberá ser aproximadamente un 25 % inferior a la velocidad de sedimentación cuando se trate de partículas discretas y entre 30 y 75 % inferior para partículas floculentas.
2. A partir de la carga superficial, y conociendo el flujo volumétrico calcular el área de sedimentación
3. Fijar el tiempo de retención teniendo en cuenta criterios establecidos
4. La profundidad del sedimentador se estima considerando el tiempo de retención y la carga superficial

$$H = \frac{tQ}{A} \frac{1}{24} \quad \dots 4.7$$

H = profundidad, m

t = tiempo de retención, h

Q = flujo volumétrico, m³d⁻¹

A = área de sedimentación, m²

Es usual que los lodos que se depositan en el fondo del sedimentador sean extraídos periódicamente por medios mecánicos. En aquellos casos en los que la extracción de lodos no estuviera prevista, debe adicionarse 1 m a la profundidad calculada para el sedimentador. Esto posibilita la acumulación de los mismos sin afectar sustancialmente el volumen efectivo del dispositivo de tratamiento.

5. Definir la geometría del sedimentador y aplicar criterios prácticos de diseño

Existen criterios que pueden ser tomados en cuenta cuando se calculan las dimensiones de los sedimentadores, tales como:

- En sedimentadores rectangulares (Figura 4.6)
 - relación largo : ancho 3:1 a 5:1
 - ancho entre 1,5 y 7,0 m
 - largo común 30 m. (generalmente menor de 75 m)
 - profundidad 2,5 – 3,5 m (raras veces > 5 m)
 - inclinación del fondo 1 – 0,5 % de la longitud, con la parte más profunda hacia la entrada
- En sedimentadores circulares (Figura 4.7)
 - relación altura : diámetro 1:3 a 1:4
 - inclinación del fondo 6 – 10 % del radio, con la parte más profunda en el centro

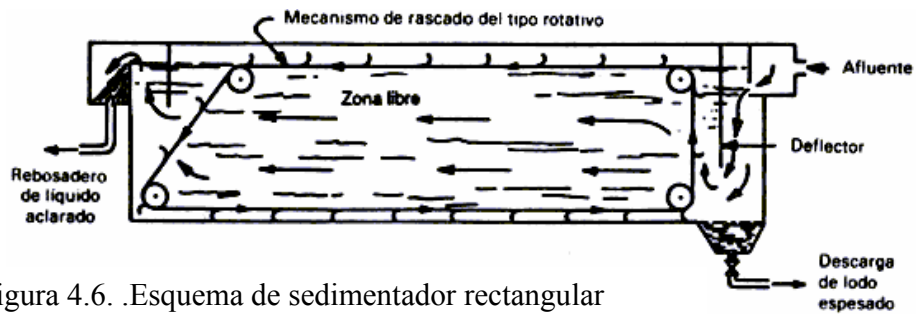
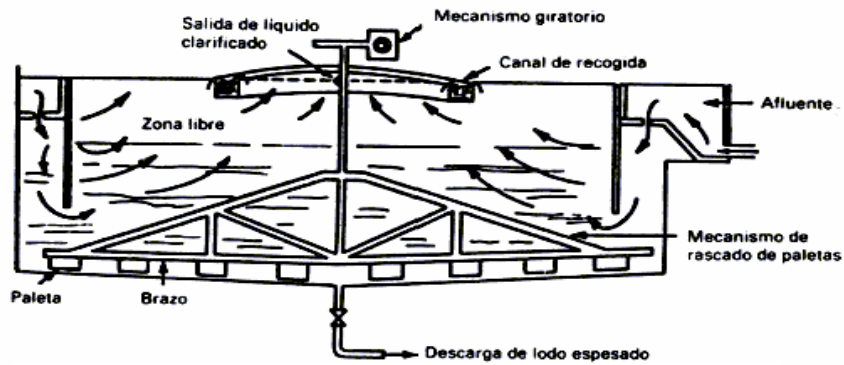
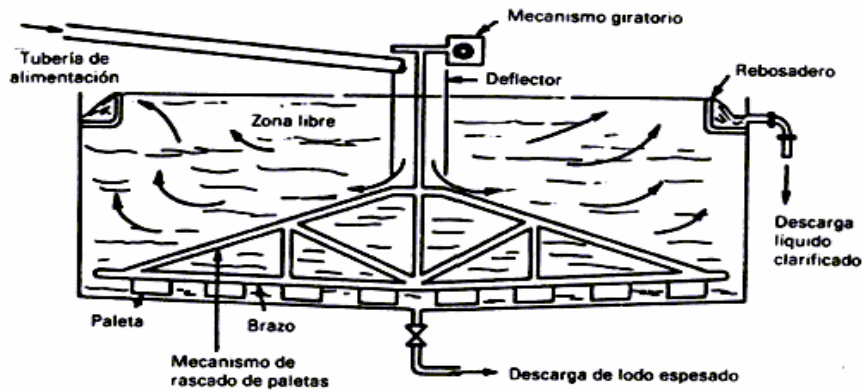


Figura 4.6. .Esquema de sedimentador rectangular



Sedimentador circular con alimentación periférica



Sedimentador circular con alimentación central

Figura 4.7. . Esquemas de sedimentador circular

4.4.4 Sedimentación en el tratamiento de agua

Las aguas procedentes de fuentes superficiales generalmente contienen alta turbidez, por lo que es usual que requieran de una sedimentación previa al tratamiento químico. Para este proceso, conocido como pre-sedimentación, se emplean tanques con un tiempo de retención cercano a las 3 horas, aunque en muchos casos este tiempo no es suficiente para obtener la separación de las partículas en suspensión más finas que suelen estar presentes en determinadas épocas del año. En ocasiones la turbidez del agua es tal, que se emplean productos químicos coagulantes previamente a la pre-sedimentación. Los lodos obtenidos del fondo del pre-sedimentador pueden ser retornados al cuerpo de agua de donde procede el agua que está siendo tratada.

La operación de sedimentación que sigue a cualquier floculación dependerá de las características de los flóculos formados en la coagulación. Un intervalo típico de velocidad de sedimentación de los flóculos de un proceso de coagulación en el tratamiento de aguas es el comprendido entre 1 y 3 $\text{m}\cdot\text{min}^{-1}$. Los tiempos de retención típicos en la sedimentación floculenta están en el intervalo de las 2 a 8 horas y una carga superficial de 20 a 40 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ con carga máxima sobre el vertedor de salida de 10,5 $\text{m}^3\text{m}^{-1}\text{h}^{-1}$.

Una carga superficial típica para la sedimentación posterior al tratamiento de cal-soda para ablandamiento del agua puede considerarse en el intervalo comprendido entre 2,4 y 7,2 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

4.4.5 Sedimentación en el tratamiento de aguas residuales

La sedimentación puede producirse en una o varias etapas o en varios de los puntos del proceso de tratamiento de aguas residuales.

De acuerdo a la ubicación que presentan en la estación o planta depuradora, los sedimentadores son denominados primarios o secundarios. Los sedimentadores primarios se emplean para separar los sólidos sedimentables contenidos en las aguas residuales crudas, y se les denomina secundarios cuando se encuentran al final de un tratamiento secundario, como lo puede ser por ejemplo la salida de un lodo activado.

La experiencia de trabajo en el empleo de los sedimentadores en el tratamiento de aguas residuales arroja que en general éstos operan con resultados satisfactorios con valores de carga superficial comprendidos en el intervalo entre 20 y 40 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y tiempos de retención entre 1 y 3 horas. La profundidad a emplear en los sedimentadores depende de las características de los sólidos a eliminar, y la necesidad de retener mayor o menor cantidad de lodos en el fondo.

Se recomiendan diferentes valores estándar de diseño según la aplicación de la sedimentación:

Los sedimentadores primarios normalmente se conciben con una carga superficial de 25 a $30 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con una profundidad de 2 m. La carga máxima sobre el vertedor de salida es generalmente igual o inferior $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para plantas depuradoras de $3\ 800 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ o menores y preferiblemente no mayor de $10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para flujos de diseño superiores a los $4\ 000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Los sedimentadores secundarios, en plantas de filtros percoladores son proyectados con carga superficial máxima de $30 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, con una profundidad de 2,5 m y carga máxima sobre el vertedor de salida de $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para plantas de $3\ 800 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ o menores y menores de $10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para flujos de diseño superiores a los $4\ 000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Los tanques de sedimentación secundarios para los procesos de lodo activado se dimensionan teniendo en cuenta características de sedimentación floculenta y por zonas de la suspensión. Se seleccionan los tiempos de retención, profundidad, flujos de sobrenadante y carga sobre el vertedor, con valores tales que minimicen los problemas de sobrecarga de sólidos, turbulencia y las dificultades de sedimentabilidad que en un momento dado pueden experimentar los sólidos que se desea separar. Comparados con otros sedimentadores empleados en el tratamiento de aguas residuales, se conciben con mayor profundidad y menor carga sobre el vertedor para evitar la flotación de los sólidos ya sedimentados y su salida por el sobrenadante. La carga superficial máxima utilizada, basado en el flujo de diseño diario de agua para determinar el área superficial del clarificador para plantas menores de $3\ 800 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ es de $30 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Para flujos pico, este valor no debe sobrepasar de $50 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $65 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para plantas menores y mayores de $3\ 800 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ respectivamente. La profundidad mínima recomendada es de 3 m. Para un buen diseño la carga de sólido del clarificador, entendiéndose como tal el flujo másico de sólido aplicado por unidad de área del sedimentador ($\text{kgm}^2 \text{ d}^{-1}$), usualmente tiene valores comprendidos en el intervalo de $250\text{-}290 \text{ kgm}^2 \text{ d}^{-1}$ para lodos con buenas condiciones de sedimentabilidad, y de $200\text{-}250 \text{ kgm}^2 \text{ d}^{-1}$ para suspensiones con malas condiciones de sedimentabilidad¹

La retención de los lodos de naturaleza eminentemente orgánica en el sedimentador durante un tiempo excesivo puede dar lugar a un proceso de re-suspensión de los mismos, produciendo un sobrenadante a la salida con una turbidez no deseada.

4.5 Coagulación-floculación

El agua procedente de fuentes superficiales puede contener diversas sustancias en suspensión o coloidales que la hacen rechazable. Esas sustancias constituyen las partes más visibles de sus impurezas.

En estos casos muchas veces se hace necesario el empleo de la coagulación-floculación para reducir hasta límites aceptables, según su destino, las impurezas en suspensión y disueltas que contiene.

Su separación puede hacerse de acuerdo con mecanismos diferentes:

- simple decantación en función de las dimensiones y del peso específico de las partículas en suspensión
- flotación, fijando sobre las partículas burbujas de aire introducidas en la suspensión
- filtración

No obstante, la sola aplicación de estos mecanismos frecuentemente puede tropezar con la dificultad de la existencia de una gran dispersión en el tamaño de las partículas presentes, incluso para un mismo tipo de sólido, y como consecuencia una variedad grande de sólidos que confieren turbiedad y/o color al agua y que no siempre pueden ser eliminados mediante sedimentación simple.

En la tabla 4.5 se relacionan algunos materiales u organismos, con su tamaño medio, así como el orden de magnitud del tiempo necesario para que recorran verticalmente un metro de agua, movidos solamente por la influencia de la gravedad.

Tabla 4.5. Partículas, tamaño y tiempo de sedimentación promedios

Diámetro de partícula (mm)		Tiempo de sedimentación (orden de magnitud) para 1 m de caída vertical
10	grava	1 segundo
1	arena	10 segundos
0,1	arena fina	2 minutos
0,01	arcilla	2 horas
0,001	bacteria	8 días
0,0001	partícula coloidal	2 años
0,00001	partícula coloidal	20 años

Un litro de agua de buena calidad puede contener varias decenas de millones de partículas del orden de una micra, aunque estas partículas pesen, en total, menos de 0,1 mg.

La calidad del agua es una noción relativa y ante cualquier tratamiento debe precisarse cuál es la contaminación residual que puede admitirse por lo que han de fijarse parámetros de medida relacionados con al menos dos de los criterios de calidad que normalmente se emplean en principio:

concentración de materia en suspensión
turbiedad del agua

La coagulación y floculación son dos procesos dentro de la etapa de clarificación del agua. Ambos se pueden resumir como una etapa en la cual las partículas se aglutinan en pequeñas masas o flóculos, de manera tal que su peso específico supere al del agua y puedan precipitar. Estos procesos intervienen generalmente en el tratamiento de aguas destinadas

al abastecimiento público y en la preparación de aguas industriales. También en otros casos pueden ser necesarios en el tratamiento de aguas residuales.

La coagulación se refiere particularmente a la desestabilización de aquellas partículas que están dispersas de forma estable, sean coloidales o no y para aumentar la velocidad de sedimentación de aquellas que estando dispersas, lo hacen muy lentamente. La coagulación resulta también aplicable para reducir las concentraciones de sustancias disueltas. Puede alcanzarse especialmente mediante la neutralización de las cargas eléctricas negativas que le pueden conferir estabilidad a las partículas en suspensión.

Por otra parte, la floculación propicia la unión entre los flóculos ya formados con el fin de aumentar su volumen y peso de forma que pueden decantar. Consiste en la captación mecánica de las partículas neutralizadas dando lugar a un entramado de sólidos de mayor volumen. De esta forma, se consigue un aumento considerable del tamaño y la densidad de las partículas previamente coaguladas, aumentando por tanto la velocidad de sedimentación de los flóculos. La separación sólido-líquido, del flóculo formado y del agua, puede hacerse por sedimentación o flotación, que pueden estar seguidas o no de filtración.

Para que la coagulación-floculación sea efectiva es necesario que exista compatibilidad química entre el coagulante y las partículas, como lo pone de manifiesto el que algunos contaminantes tengan mayor afinidad por las sales de hierro y otros por las de aluminio. La presencia de otros iones, como calcio y magnesio, puede cambiar radicalmente esta afinidad.

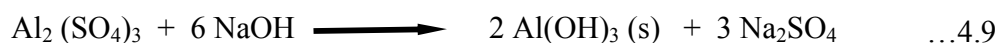
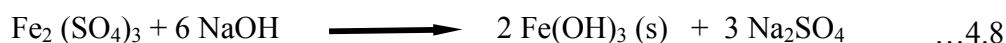
4.5.1 Principales coagulantes

En la selección del coagulante deben ser considerados varios factores. Entre ellos:

- pH, naturaleza y calidad del agua a tratar además de la variación de su calidad (variaciones diarias o según las estaciones, en especial, influencia de la temperatura)
- criterios de calidad y destino del agua tratada
- tratamiento previsto después de la coagulación (sedimentación, filtración)
- grado de pureza del reactivo empleado como coagulante, especialmente en el caso de aguas para abastecimiento público. Para este uso se excluyen los productos de recuperación y subproductos de fabricación

Los agentes coagulantes más empleados son las sales de Al y Fe(III) en particular los sulfatos.

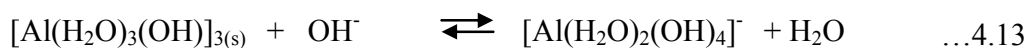
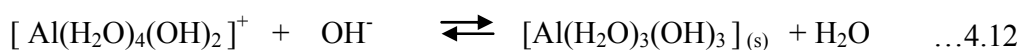
Así por ejemplo se puede plantear de forma global la reacción del Sulfato de Fe(III) o Al.



Aunque este es el tipo de ecuación que usualmente se emplea para explicar la coagulación con sales de Fe(III) o Al, la realidad es más compleja, y esta representación general no

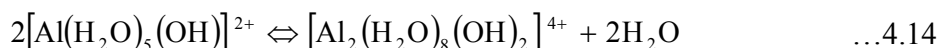
permite profundizar en la esencia del fenómeno que realmente ocurre durante la coagulación. De todas formas es válida la conclusión de que en ambos casos se consume alcalinidad.

La desestabilización de los coloides generalmente es atribuida a la elevada carga de los iones Fe^{3+} y Al^{3+} . Sin embargo, ambos iones se hidratan en disolución acuosa, dando lugar a la formación de poli-hidroxocomplejos, que se comportan como ácidos y que son los verdaderos agentes que propician la coagulación. Así por ejemplo para el Al^{3+} se puede plantear el conjunto de reacciones sucesivas representadas por las ecuaciones siguientes:



Los hidroxocomplejos así formados, tienen un marcado efecto negativo sobre la solubilidad del ión metálico a sustraer. Presentan además gran tendencia a polimerizarse.

La reacción de polimerización más simple es la correspondiente a la formación del dímero. A continuación se ejemplifica la polimerización para el caso del aluminio a partir de la ecuación 4.11,

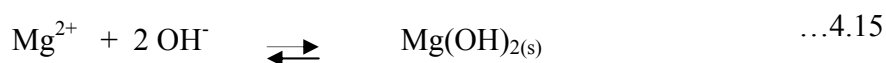


Cabe destacar que los flóculos que se forman al emplear el Fe(III) o el Al como coagulantes poseen dos propiedades importantes: poseen alta capacidad de adsorción, y propenden el entrapamiento de las partículas suspendidas, por lo que en su sedimentación ejercen un efecto de barrido.

A valores de pH por debajo del punto isoeléctrico del hidróxido metálico respectivo, prevalecerán los polímeros cargados positivamente y a valores de pH por encima de los que corresponden al punto isoeléctrico, los aniónicos. Los polímeros aniónicos pueden desestabilizar los coloides negativos por enlazamiento o formación de puentes.

Otro coagulante que puede dar buenos resultados, particularmente en el tratamiento de aguas, es el ión magnesio, aportado como sulfato.

La reacción en medio acuoso es:



$$K_{ps} = 1.10^{-11} \text{ a } 25 \text{ }^\circ\text{C}$$

Para una buena precipitación el $\text{Mg}(\text{OH})_2$ necesita un elevado pH. En consecuencia se adiciona $\text{Ca}(\text{OH})_2$ hasta obtener un $\text{pH} > 11$.

4.5.2 Influencia del pH en la coagulación

La solubilidad en el agua de las moléculas que conforman las partículas coloidales es en general muy dependiente del pH, de tal manera que muchas de estas pueden sedimentar espontáneamente al ajustar el pH al punto isoelectrico. Cabe destacar como aspecto interesante de la coagulación que las aguas residuales, al tener una composición muy compleja no tienen punto isoelectrico. La hidrólisis de los coagulantes también depende significativamente del pH.

En las aguas naturales los coloides se encuentran siempre cargados negativamente. Lo mismo sucede frecuentemente en las aguas residuales.

Tanto el $\text{Al}(\text{OH})_3$ como el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ presentan carácter anfótero. Sin embargo, el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ lo tiene menos acentuado. Por ello es posible utilizarlo en un intervalo de pH más amplio.

Para las sales de aluminio la menor concentración de Al^{3+} en disolución se obtiene a un pH comprendido entre 6 y 7,4. Fuera de este intervalo existe el riesgo de volver a encontrar en solución una mayor concentración de aluminio. Para las sales de Fe(III), la zona de pH es mucho más amplia, alcanzando el mínimo de solubilidad cuando el pH es superior a 5. En la figura 4.8 se muestra la influencia del pH en la solubilidad del Aluminio. Tal como se aprecia, el valor de pH no solamente condiciona la magnitud de las precipitaciones del Al sino inclusive su redisolución.

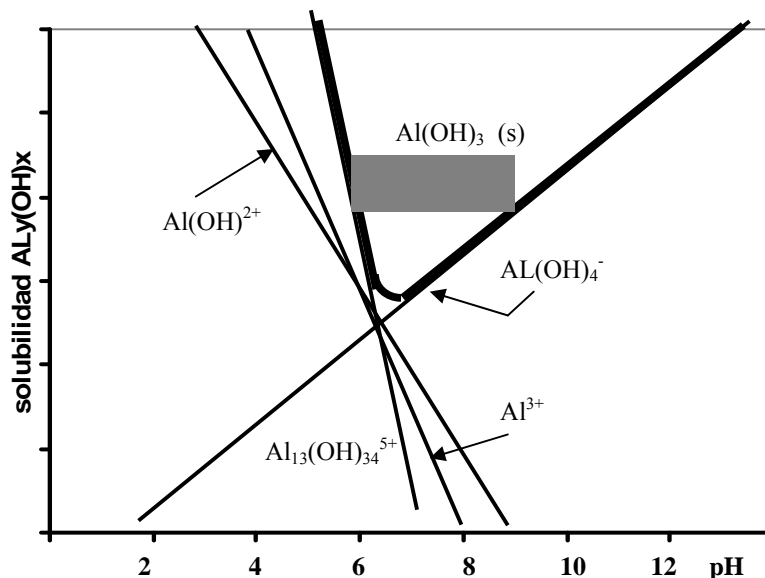


Figura 4.8. Efecto del pH sobre la solubilidad del Al

La mayoría de los tratamientos para corregir la turbidez y el color se realizan con un pH comprendido entre 6 y 8. El límite inferior viene condicionado por los problemas de corrosión que se producen cuando el pH es menor de 6. En este intervalo de pH, los productos de hidrólisis responsables de la desestabilización de partículas tienen una vida media muy corta, del orden de microsegundos, y con las dosis habituales de coagulantes (entre 10 y 100 mg.L⁻¹) las especies metálicas predominantes son hidróxidos insolubles, por lo que es muy importante el control del proceso para evitar la solubilización que ocurre a pH superior.

4.5.3 Factores que influyen en la floculación

Hay diversos factores que influyen en la floculación:

a) que la coagulación precedente sea lo más efectiva posible

b) disponer de una agitación lenta y homogénea

La floculación es estimulada por una agitación lenta de la mezcla puesto que así se favorece la unión entre los flóculos. El mezclado demasiado intenso debe evitarse porque rompería los flóculos ya formados

c) Temperatura del agua

La influencia principal de la temperatura en la floculación es su efecto sobre el tiempo requerido para una buena formación de flóculos. Generalmente, temperaturas bajas dificultan la clarificación del agua, por lo que se requieren periodos de floculación más largos o mayores dosis de coagulante o floculante

d) Características del agua

Un agua que contenga poca turbiedad coloidal es, frecuentemente, de floculación más difícil, ya que no existirán partículas sólidas en suspensión que actúen como núcleos para la formación inicial de flóculos

e) Empleo de floculantes o ayudantes de la coagulación-floculación

4.5.4 Ayudantes de la coagulación-floculación

En ocasiones se presentan dificultades en el proceso de floculación debido a la baja velocidad de sedimentación del precipitado formado o la fragilidad de los flóculos cuando se exponen a fuerzas hidráulicas durante el propio proceso o en las etapas posteriores. Los floculantes, llamados también ayudantes de coagulación, ayudantes de floculación e incluso ayudantes de la sedimentación o de la filtración, son productos destinados a favorecer cada una de estas operaciones. La acción puede ejercerse a nivel de la velocidad de reacción (floculación más rápida) o a nivel de la calidad del flóculo (flóculo más pesado, más voluminoso y más coherente).

Según su naturaleza, los floculantes pueden ser:

- **Minerales:** por ejemplo la sílice activada. Se le ha considerado como el mejor floculante capaz de asociarse a las sales de aluminio. Se utiliza sobre todo en el tratamiento de agua potable.
- **Orgánicos:** son macromoléculas de cadena larga y alto peso molecular, de origen natural o sintético.

Los floculantes orgánicos de origen natural se obtienen a partir de productos naturales como alginatos (extractos de algas), almidones (extractos de granos vegetales) y derivados de la celulosa. Su eficacia es relativamente pequeña.

Los de origen sintético, son macromoléculas de cadena larga, solubles en agua, conseguidas por asociación de monómeros simples sintéticos, alguno de los cuales poseen cargas eléctricas o grupos ionizables, por lo que se le denominan polielectrolitos.

Los polímeros orgánicos actualmente utilizados como ayudantes de la coagulación son sustancias orgánicas de elevada masa molecular, que cumplen la función de propiciar un mayor crecimiento del flóculo, con lo cual se incrementa notablemente su velocidad de sedimentación, repercutiendo en menores dimensiones del sedimentador posterior.

Los ayudantes de la coagulación de tipo sintético resultan costosos y se utilizan en dosificaciones muy pequeñas. El costo de estos floculantes es compensado en parte por sus altos beneficios. Normalmente se utilizan en concentraciones menores de 1mg.L^{-1} , debiendo determinarse experimentalmente la dosis a emplear mediante las " Pruebas de Jarras".

Según el carácter iónico de los grupos activos de los floculantes sintéticos, se distinguen:

- **Polielectrolitos no iónicos:** son poliacrilamidas de masa molecular comprendida entre 1 y 30 millones
- **Polielectrolitos aniónicos:** Caracterizados por tener grupos ionizados negativamente (grupos carboxílicos)
- **Polielectrolitos catiónicos:** caracterizados por tener en sus cadenas una carga eléctrica positiva, debida a la presencia de grupos amino

La capacidad de un polímero para actuar como un floculante depende de su capacidad para enlazarse a la superficie de los sólidos. Su acción puede dividirse en tres categorías:

En la primera, los polielectrolitos actúan como coagulantes rebajando la carga de las partículas. Puesto que las partículas del agua residual están cargadas negativamente, se utilizan a tal fin los polielectrolitos catiónicos.

La segunda forma de acción de los polielectrolitos es la formación de puentes entre las partículas. El puente se forma entre las partículas que son adsorbidas por un mismo polímero, las cuales se entrelazan entre sí provocando su crecimiento. La acción se explica mediante "la teoría del enlazamiento" en un campo partícula-polímero-partícula, en el cual el polímero actúa como puente.

La tercera forma de actuar se clasifica como una acción de coagulación-formación de puentes, que resulta al utilizar polielectrolitos catiónicos de alto peso molecular. Además de disminuir la carga, estos polielectrolitos formarán también puentes entre las partículas.

En la figura 4.9 se observa la estructura de los tipos de polielectrolitos según los grupos activos que posea.

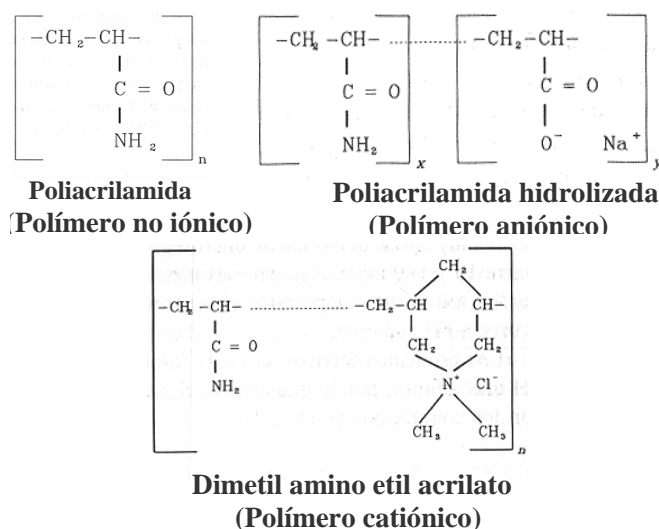


Figura 4.9. Polielectrolitos orgánicos

El efecto que puede producir el empleo de polielectrolitos sobre la velocidad de sedimentación se ilustra en la figura 3. Los polielectrolitos producen además el arrastre de sólidos, quedando menor cantidad de éstos en suspensión. En la tabla 4.6 se resumen algunas características de floculantes orgánicos.

Tabla 4.6. Modo de empleo de algunos floculantes orgánicos

Origen del producto		Almidón, alginatos	Acrílicos sólidos	Acrílicos líquidos	Poliaminas
Almacenamiento, embalaje		Sacos	Sacos o barriles	Bidones	
Manipulación		Pesada o dosificadores en seco	Pesada o dosificadores en seco	Dosificación por bidones enteros o bombas dosificadoras	
Empleo	Preparación de solución madre	Concentración 0,5 a 1 %		Miscible en agua con agitación lenta	
	Dosificación	Por bomba dosificadora		Bombeo en solución al 10 %	
Preparación de solución de empleo		Dilución después de la dosificación			
Concentración en la inyección		1 a 3 %	0,5 a 2 %	1 %	
Tiempo de reacción		30 a 300 segundos	20 a 120 segundos		

4.5.5 Determinación de la mejor dosis y pH para la coagulación-floculación

La efectividad de la coagulación, tanto de aguas como de aguas residuales, puede evaluarse experimentalmente en el laboratorio utilizando un equipo de agitación mecánica de “prueba de jarras”. Figura 4.10.



Figura 4.10 Foto de equipo de prueba de jarras

El equipo de “prueba de jarras” generalmente posee varios agitadores de paleta acoplados, con velocidad de agitación variable entre 0 y 100 rpm. Esto permite la realización simultánea de pruebas con distintas dosificaciones de coagulante para encontrar la de mejores resultados. Como ya se ha hecho referencia, la efectividad de la coagulación depende del pH. Por ello antes de buscar la mejor dosis debe conocerse el valor del mejor pH al que deben realizarse las pruebas con el coagulante seleccionado.

Durante la prueba de jarras, después de una agitación rápida con un intervalo entre 60 y 100 rpm durante 1 minuto para propiciar la mezcla de los productos químicos que se emplearán, se pasa a un mezclado lento durante 15 minutos a 30 rpm para la formación de los flóculos. Posteriormente la mezcla se deja sedimentar en reposo.

Aunque los recipientes que suelen emplearse para los estudios de coagulación floculación son los vasos de precipitados (beakers), con fines de investigación u otros estudios especiales, a estos recipientes se le pueden introducir cambios o modificaciones que simulen mejor las condiciones reales de las plantas construidas

Procedimiento resumido de la prueba de jarras:

1. Estimación del mejor pH. En cinco o seis vasos de precipitados se vierte 1 L de agua y se le añade a cada uno una dosis de coagulante prefijada e igual para todos. Se recomienda que para la coagulación de aguas se utilice para esta prueba inicial una dosis de coagulante igual a la alcalinidad. Para aguas residuales se recomienda que la dosis sea igual a la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Estos criterios solo deben ser tomados como recomendaciones. A continuación se ajusta en cada uno un valor de pH diferentes, pero tomando un intervalo relativamente amplio, por ejemplo, entre 4 y 8.
2. Se agita la muestra vigorosamente durante un minuto (100 r.p.m) para propiciar la mezcla de los reactivos.

3. La siguiente etapa consiste en agitación suave (30 rpm) durante 15 minutos para favorecer el crecimiento de los flóculos. Una vez transcurrido ese tiempo la muestra se deja sedimentar en reposo durante media hora. Se toman muestras para la determinación analítica de la propiedad o propiedades que se desean medir como indicadores de la efectividad del tratamiento.
4. Con la información obtenida en el paso 3 se hace un gráfico del % de reducción de la propiedad estudiada en función del pH. Figura 4.11.
5. Una vez encontrado el valor del mejor pH, se procede de manera similar a la descrita en las etapas anteriores, pero añadiendo diferentes dosis de coagulante en cada vaso y manteniendo el valor de pH en el valor determinado en la etapa 4 del procedimiento descrito.

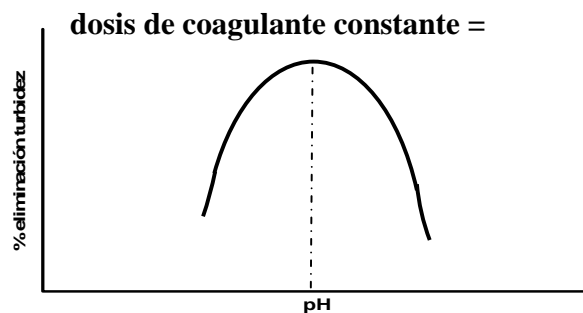


Figura 4.11. Determinación del mejor valor de pH.

6. Al final del proceso de agitación y sedimentación se toman muestras para análisis realizándose un gráfico de % de reducción de la propiedad ahora en función de la dosis. Figura 4.12.

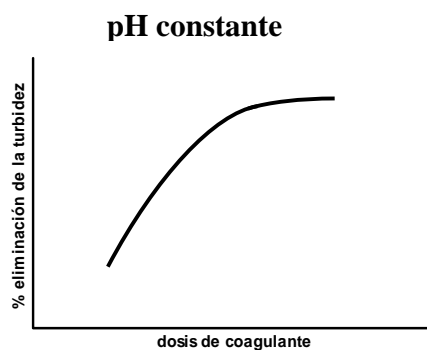


Figura 4.12. Estimación de la mejor dosis de coagulante

En la tabla 4.7 se brindan características de algunos coagulantes comunes

Tipos de mezcladores

Para la coagulación-floculación a escala industrial se distinguen varios tipos de mezcladores:

- Mezcladores estáticos:

Son aquellos en los que se instalan dispositivos en el interior de una tubería (sistema helicoidal, diafragma, cono...) que crean una turbulencia suficiente para permitir la difusión instantánea del coagulante. Aunque estos mezcladores producen una pérdida de carga a veces importante, son muy eficaces a caudal nominal.

- Mezcladores rápidos:

Se trata de un agitador rápido del tipo de hélice o de palas (turbina), colocado en una cámara de mezcla especial. Figura 4.14.

Tabla 4.7. Características de algunos reactivos coagulantes

Coagulante	Dosis (mg.L ⁻¹)	pH óptimo	Aplicaciones
CaI	150-500	9-11	Eliminación de coloides (1)
Al ₂ (SO ₄) ₃	75-250	4,5-7	Eliminación de coloides (1)
FeCl ₃	35-150	4-7	Eliminación de coloides (2)
FeCl ₂	70-200	4-7	
FeSO ₄ ·7H ₂ O			
Polímero catiónico	2-5		Eliminación de coloides (3)
Polímero aniónico y no iónico		0,25-1,0	Ayudante de floculación y sedimentación

(1) Eliminación de coloides y de fósforo. Agua con baja alcalinidad y alta concentración de fósforo
 (2) Eliminación de coloides y de fósforo. Agua con alta alcalinidad y baja concentración de fósforo
 (3) Eliminación de coloides. Ayudante con coagulantes metálicos

Los sistemas de agitación utilizados pueden estar constituidos por hélices especialmente estudiadas con este fin, o por un conjunto de palas fijadas sobre un eje giratorio, vertical u horizontal.

4.5.6 Práctica de la floculación

La floculación será tanto mejor cuanto más eficaz sea la coagulación previa. El coagulador, en el que tiene lugar la agitación rápida, va seguido de un floculador, en el que se mantiene una agitación lenta durante 15 minutos.

La agitación lenta puede tener lugar en un floculador separado, o bien en el interior del decantador propiamente dicho. En este caso, pueden utilizarse turbinas de recirculación, o la acción del propio lecho de fango.

La selección del tipo de mezclador y floculador está en estrecha relación con el procedimiento de separación utilizado en la continuación del tratamiento.

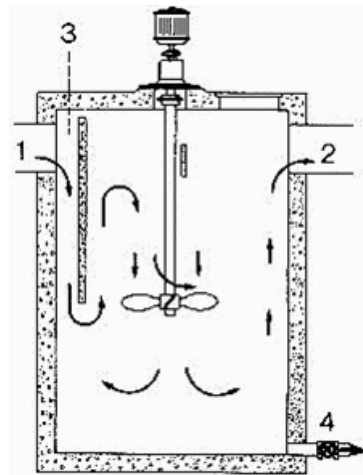


Figura 4.13. Cámara de mezcla con agitación rápida. 1 - Entrada de agua. 2 - Salida de agua. 3 - Reactivo. 4 - Vaciado.

En las figuras 4.14 y 4.15 se muestra un floculador con agitación vertical y otro horizontal respectivamente.

Si es grande el volumen necesario para la floculación, es preferible utilizar varios depósitos de pequeñas dimensiones, colocados en serie. En este caso, cada uno de los depósitos va provisto de un sistema de agitación independiente, cuya velocidad, regulable, puede adaptarse mejor a la calidad de la floculación.

Por último, es importante que no se rompa el flóculo al pasar del floculador a la zona de decantación. Según la calidad del agua tratada, las velocidades de paso deberán limitarse a los siguientes valores:

flóculo de hidróxido metálico frágil: $v = 0,20 \text{ m.s}^{-1}$

flóculo de hidróxido metálico resistente: $v = 0,50 \text{ m.s}^{-1}$

flóculo de aguas residuales: $v = 1 \text{ m.s}^{-1}$

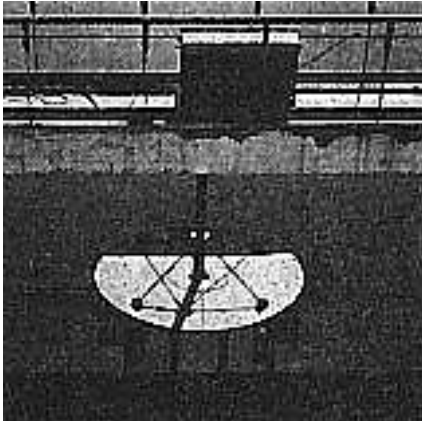


Figura 4.14 - Floculador vertical

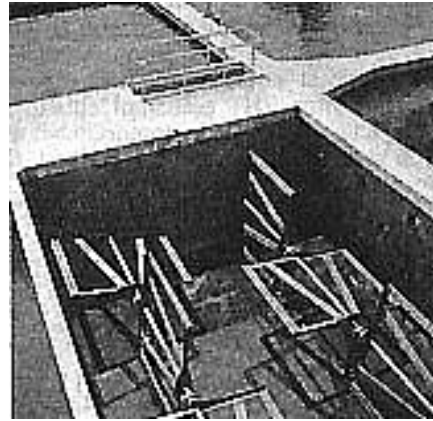


Figura 4.15. . - Floculador horizontal

4.5.7 Sedimentación del agua tratada

Los procesos de coagulación-floculación dan origen a sólidos floculentos. Los tiempos de retención típicos en la sedimentación floculenta están en el intervalo de las 2 a 8 horas y una carga superficial de 20 a $40 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con carga máxima sobre el vertedor de salida de $10,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Otras características relativas al cálculo de las dimensiones de los sedimentadores pueden consultarse en el epígrafe 3.6.

4.5.8 Filtración

Con posterioridad a la coagulación-floculación y a la “sedimentación libre”, pueden quedar en suspensión partículas de pequeño tamaño que son entonces eliminadas filtrándolas a través de un medio poroso como puede ser la arena. La filtración consiste en hacer pasar el agua a través de un medio en el cual queden retenidos los contaminantes en suspensión que contenga.

En cuanto a su durabilidad, pueden distinguirse dos tipos principales de filtros: los filtros de lecho permanente y los filtros de lecho renovable. Los de lecho permanente son aquellos cuyo medio filtrante es susceptible de lavarse una vez que se ha ensuciado con las impurezas retenidas y en esta forma pueden volver a ser utilizados en un nuevo ciclo de filtración. Los de lecho renovable son aquellos en los que el medio filtrante no se lava, sino que están diseñados para desechar el elemento filtrante una vez que se ha contaminado demasiado y ser sustituido con un nuevo elemento filtrante.

Entre los filtros de lecho permanente se encuentran los filtros de arena, los de bujías cerámicas, los filtros prensa de lona y otros de menor uso. De éstos sólo los filtros de arena son de importancia en el proceso de potabilización de agua. Ejemplos de filtros de lecho renovable pueden ser los filtros de tierra diatomea y los de cartucho renovable ya sean de fieltro o de carbón.

Filtros de arena

La filtración con filtros de arena consiste en hacer pasar el agua a través de un lecho de arena relativamente fina, formada de granos cuyo diámetro medio puede estar comprendido en un intervalo aproximado de 0.4 a 0.6 mm. El agua se hace pasar a través del lecho filtrante en flujo descendente. Las impurezas suspendidas contenidas inicialmente en el agua son retenidas en los poros formados por el lecho de arena. El agua así filtrada se extrae por la parte inferior del filtro.

Según sea la velocidad a la que se hace pasar el agua a través del lecho, los filtros de arena pueden ser:

lentos

semi-rápidos

rápidos

super-rápidos

Además, los filtros de arena pueden ser de gravedad o a presión según se encuentren descubiertos por la parte superior a la atmósfera, o contenidos en un recipiente cerrado. Los filtros que operan por acción de la gravedad, pueden ser lentos o rápidos. Los filtros de arena a presión pueden ser semi-rápidos, rápidos o super-rápidos.

Teniendo en cuenta que los filtros de arena de uso más común son los lentos y los rápidos, serán estos los que se tratarán a continuación.

Filtros lentos de arena

Normalmente estos filtros son depósitos descubiertos, contruidos de concreto, muchas veces en forma rectangular, en los cuales se encuentra el lecho filtrante sobre un soporte de varias capas de grava de tamaño progresivamente mayores hacia abajo. Estos depósitos cuentan con distribuidores del flujo en la parte de entrada del agua y con colectores en la parte inferior a la salida del agua. Figura 10a. El diseño y construcción de estos distribuidores y colectores es tal vez la parte más importante del filtro y de la cual dependerá el buen o mal funcionamiento del mismo. Las velocidades a las que se hace pasar el agua a través de estos filtros lentos son del orden de 0.04 a $0.3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Generalmente la turbiedad del agua que se alimenta al filtro se limita a 10 mgL^{-1} , y a un máximo de 30 mgL^{-1} . Dentro de estos límites puede llevarse a cabo eficazmente la eliminación de la turbiedad y de las bacterias, lográndose además una disminución del color de cerca del 40 % en dependencia de los compuestos que lo originan.

En estos filtros la mayoría de las impurezas quedan retenidas en la parte superior, aproximadamente en los primeros 5 cm de lecho, por lo que su limpieza se hace a través de un lavado superficial. En estos lechos de arena, a los que se les atribuye capacidades de filtración, está presente simultáneamente además el fenómeno de adsorción.

La adsorción, que es la retención de sustancias sobre la superficie de una partícula, es indudablemente un factor importante en el proceso de filtración. Para la retención de

partículas suspendidas de muy pequeño tamaño, la arena limpia es relativamente poco eficaz, hasta que se forma una película adsorbente sobre la superficie de las partículas de arena, así que normalmente se desecha el agua proveniente de lechos en los que se acaba de cargar de arena limpia, durante unos días, hasta que se forma dicha película. La velocidad de filtración de lechos limpios debe ser inicialmente muy baja y aumentarse gradualmente hasta que se alcance el flujo por unidad de área deseado, y la calidad del efluente sea satisfactoria.

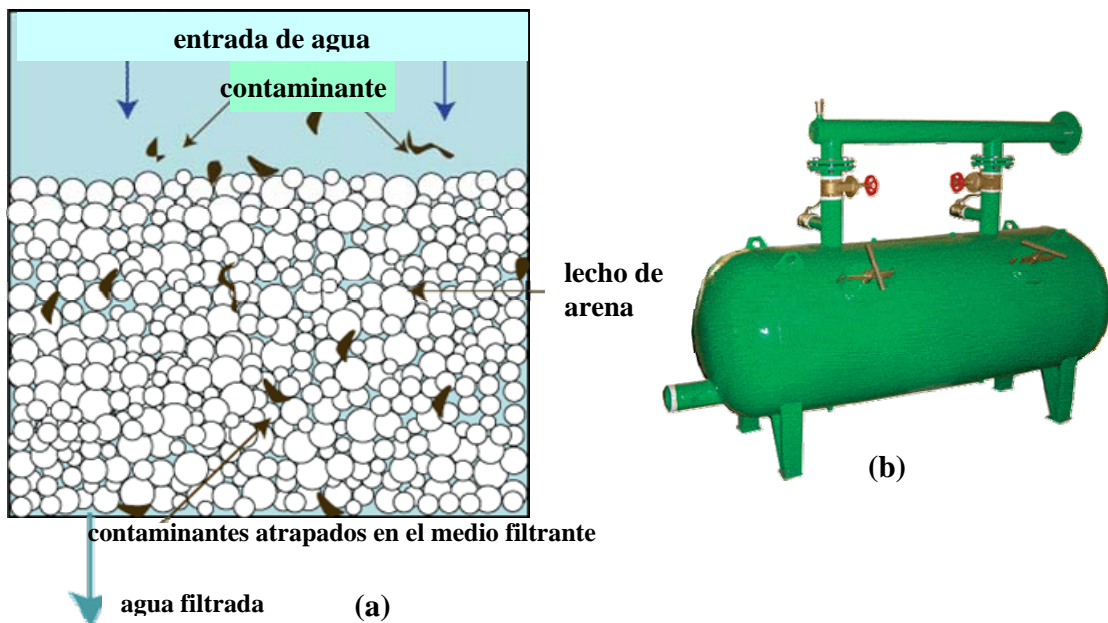


Figura 10. (a) Esquema de un filtro de arena trabajando por gravedad (b) Filtro típico a presión que se comercializa

Filtros rápidos de arena

En los filtros rápidos la velocidad de filtración fluctúa desde 4 hasta 20 $\text{m}^3 \text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Estos filtros poseen menor eficiencia de filtrado que los filtros lentos, pero también es menor su costo, para una misma capacidad de filtración. Estos filtros pueden ser de gravedad o a presión, siendo más abundantes los que trabajan a presión puesto que industrialmente encuentran mayor número de aplicaciones.

Los filtros rápidos a gravedad se utilizan más comúnmente para la filtración de agua que previamente se ha floculado y sedimentado en las plantas de potabilización. También encuentran muchas aplicaciones industriales como pueden ser la clarificación de agua para proceso o para operación en torres de enfriamiento, y calderas. Estos filtros se lavan con agua limpia a contracorriente. Tabla 4.8.

Tabla 4.8. Características generales de construcción y operación de los filtros lentos y rápidos*

Característica	Filtro lento	Filtro rápido
Velocidad de filtración, $m^3 m^{-2}d^{-1}$	1 - 8	100 - 475
Altura del lecho, m		
grava	0,3	0,5
arena	1,0 - 1,5	0,75
Tamaño de la arena efectivo,mm	0,15 - 0,35	> 0,45
coeficiente de uniformidad	2 - 3	< 1,5
Penetración de los sólidos retenidos	superficial	profunda
Pretratamiento del agua	Generalmente aireación, puede incluirse floculación y sedimentación	Floculación y sedimentación son esenciales
Frecuencia de limpieza,d	20 - 40	0,5 - 3

Adaptado de G.M.Fair, J.C. Geyer, and D.A. Okun (1968) Water Purification and Wastewater Treatment and Disposal, vol 2. Ed. John Wiley and Sons, Inc.

BIBLIOGRAFÍA

1. Baird, C. Environmental Chemistry (2000). Ed. W.H. Freeman and Company. England
2. Boulding, J. R., and J. S. Ginn (2004). Practical Handbook of Assessment, Prevention, and Remediation. Soil, Vadose Zone, and Ground-Water Contamination. Ed. Lewis Publishers
3. Cheremisinoff, N.P. (2002). Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies. Ed. N&P Limited. Butterworth-Heinemann. Reed Elsevier Group
4. Culp, G.L. and R.L. Culp (1974). New Concepts in Water Purification. Van Nostrand Reinhold
5. Degremont, (1979). Manual Técnico del Agua.
6. Díaz Betancourt, R. Tratamiento de Aguas y Aguas Residuales. (1987). Ed. ISPJAE.
7. Droste, R.L. Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment (1997). Ed. John Wiley and Sons, Inc.
8. Environmental Protection Agency, Environmental Pollution Control Alternatives (1990): Drinking Water Treatment for Small Communities, EPA/625/5-90/025, 82
9. Kawamura, S. (1991). Effectiveness of Natural Polyelectrolytes in Water Treatment. J. American Water Works Assoc. Vol 45, No. 6
10. Nordel, E. Tratamiento de Agua para la Industria y otros Usos. (1976). Compañía Editorial Continental S.A.
11. Pérez-Foguet, A. M. Carrillo y F. Magrinyà. (2003). Eds. (Ingeniería Sin Fronteras) Tecnología para el Desarrollo Humano Agua e Infraestructura.
12. Rivera, A, J. González, J.M. Martínez, y , C. Terry. (2007). Manual para la Gestión Eficiente del Agua en la Industria Alimentaria. IIIA- ONUDI, Viena
13. Rocha, E. Ingeniería de Tratamiento y Acondicionamiento de Aguas. En: <http://www.fcq-uach.com/sanitaria/parametros.pdf>
14. Sincero, A. and G. Sincero. (1996). Environmental Engineering. A Design Approach. Prentice Hall.
15. Weber, W.J. (1972). Physicochemical Processes for Water Quality Control. Wiley-Interscience

CAPÍTULO 5

DESINFECCIÓN DEL AGUA

5.1 Introducción

La desinfección consiste en la destrucción de organismos que causan enfermedades. La principal diferencia entre la desinfección y la esterilización es que en la primera no se destruyen todos los microorganismos. En el campo de las aguas y aguas residuales, las tres categorías de organismos entéricos de origen humano de mayores consecuencias en la producción de enfermedades son las bacterias, los virus y los quistes amebianos. Las enfermedades bacterianas típicas transmitidas por el agua son: el tifus, el cólera, y la disentería bacilar, mientras que las enfermedades causadas por los virus incluyen, entre otras, la poliomeilitis y la hepatitis infecciosa.

Cada una de estas enfermedades está causada por un tipo distinto de bacteria. Dado que el tiempo y esfuerzo necesario para identificar cada una de las especies bacterianas presentes en el agua residual es muy elevado, normalmente se determinan otras especies no patógenas pero fáciles de identificar, y que brindan una idea de la importancia de la contaminación fecal del agua residual. Las bacterias que suelen utilizarse con este fin son los coliformes totales y fecales, y los estreptococos fecales.

Los coliformes son bacterias presentes en gran número en las heces. Una persona adulta viene a excretar unos 2.000.000.000 de bacterias coliformes al día. Hay dos tipos de coliformes, fecales y no fecales. La presencia en el agua residual de coliformes fecales indica, sin ninguna duda, que el agua presenta contaminación fecal y, por tanto, puede contener también bacterias patógenas.

Los estreptococos fecales se determinan para indagar si el origen de la contaminación fecal es humano o animal. Esto se debe a que la proporción de coliformes fecales/coliformes fecales es distinta para el hombre y otros animales.

La efectividad de los diferentes desinfectantes está influida por la naturaleza y condición de los organismos. Por ejemplo, las células bacterianas de crecimiento viable se destruyen fácilmente. En cambio, las esporas bacterianas son extremadamente resistentes y muchos de los productos químicos normalmente empleados como desinfectantes tienen escaso o ningún efecto sobre ellas, por lo que en esos casos es necesario emplear otros agentes, como el calor.

La eficiencia en la destrucción de patógenos no es el único efecto a considerar en la selección de un desinfectante. Las características que debe poseer un buen desinfectante son:

1. Que sea efectivo en la destrucción de microorganismos patógenos
2. Ser no tóxico a humanos y animales

3. Que su almacenamiento, transporte y uso sean fáciles y seguros
4. Tener bajo costo
5. Su determinación analítica ha de ser fácil y confiable
6. Que provea protección residual en el agua para beber

5.2 Métodos de desinfección

Los métodos más empleados para llevar a cabo la desinfección del agua son: (1) agentes químicos; (2) agentes físicos; (3) medios mecánicos, y (4) radiación.

5.2.1 Agentes químicos

Los desinfectantes más corrientes son los productos químicos oxidantes, de los cuales el cloro es el más universalmente empleado. Además el bromo y el yodo han encontrado uso en la desinfección de aguas residuales tratadas. El ozono es un desinfectante muy eficaz cuyo uso ha ido en aumento, no obstante no mantiene una concentración residual que permita valorar su presencia después del tratamiento. El agua muy ácida o muy alcalina también se ha empleado para la destrucción de bacterias patógenas, ya que el agua con pH inferior a 3 o superior a 11 es relativamente tóxica para la mayoría de las bacterias.

5.2.2 Agentes físicos

Los desinfectantes físicos que se pueden emplear son la luz y el calor. El agua caliente a la temperatura de ebullición destruye las principales bacterias causantes de enfermedades y no formadoras de esporas. El calor se suele emplear con frecuencia en las industrias láctea y de bebidas. Su aplicación al agua residual no es factible debido al alto costo que supondría. La luz solar también es un buen desinfectante, especialmente la radiación ultravioleta. La aplicación de la radiación ultravioleta como mecanismo de desinfección no resulta sencilla en sistemas acuosos, especialmente por la presencia de materia particulada.

5.2.3 Medios mecánicos

Las bacterias también se pueden eliminar durante el tratamiento del agua, empleando medios mecánicos. Por ejemplo, de acuerdo a las características del agua, en la sedimentación simple pueden eliminarse entre un 25 y 75 % de bacterias, y en la sedimentación química, entre un 40 y 80 %.

5.2.4 Radiación

Los principales tipos de radiación que son empleados en la desinfección del agua son la electromagnética, la acústica y la radiación de partículas. Los rayos gamma se emiten a partir de elementos radioisótopos, como el cobalto 60. Dado su poder de penetración, los rayos gamma se han utilizado tanto para la desinfección tanto en la potabilización de agua como en el tratamiento de aguas residuales.

5.3 Cloración del agua

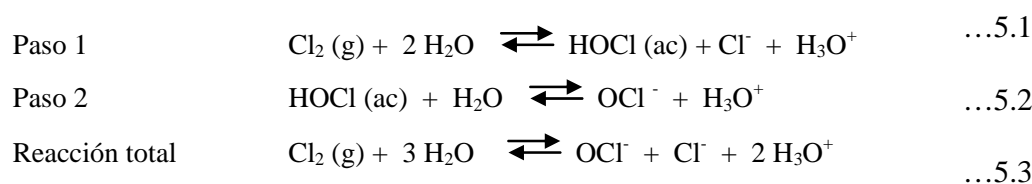
El cloro es utilizado en el tratamiento de agua en procesos de desinfección y para la oxidación. Como oxidante, en el tratamiento de aguas residuales se emplea en la reducción de la concentración de Fe y Mn, y la destrucción de compuestos que confieren olor y sabor, así como en la eliminación de nitrógeno amoniacal.

5.3.1 Compuestos del cloro más empleados para la potabilización del agua

Los compuestos de cloro más frecuentemente empleados en las plantas de tratamiento de agua son el cloro (Cl_2), hipoclorito de calcio [$\text{Ca}(\text{OCl})_2$], y el hipoclorito de sodio (NaOCl). Cuando se usan las dos últimas especies químicas, el proceso de cloración recibe el nombre de hipocloración.

Cualquiera que sea la forma de adición del cloro al agua (gaseoso, o como hipoclorito), las especies químicas presentes en el sistema de equilibrio que se alcanza son las mismas.

Si la dosificación es mediante cloro gaseoso, esta especie química reacciona con el agua formando ácido hipocloroso, que se disocia de inmediato formando el anión hipoclorito,



La formación de H_3O^+ da a entender que la cloración reduce la alcalinidad total del agua.

Tal como se aprecia de las ecuaciones anteriores, todo el sistema en equilibrio es muy dependiente del pH. En la medida que aumenta el pH del agua, se incrementa la disociación del ácido hipocloroso. Figura 5.1

A partir de la figura 5.1 puede afirmarse que a $\text{pH} > 7,5$ el anión hipoclorito (OCl^-) es el predominante. A $\text{pH} = 7,5$ el HClO y el ClO^- se encuentran en la misma proporción. El Cl_2 sólo está presente a $\text{pH} < 2$. Debe destacarse además que, de las especies de cloro presentes en estos equilibrios, el Cl^- es el único que no es oxidante. El HOCl es 100 veces más efectivo como desinfectante que el OCl^- debido a que es una molécula neutra y penetra la pared celular de los microorganismos más fácilmente que el anión.

Por todo lo anterior, puede afirmarse que la dosis de cloro que se necesita para obtener un nivel dado de desinfección depende del pH. Dosis mayores deben ser aplicadas a mayores valores de pH.

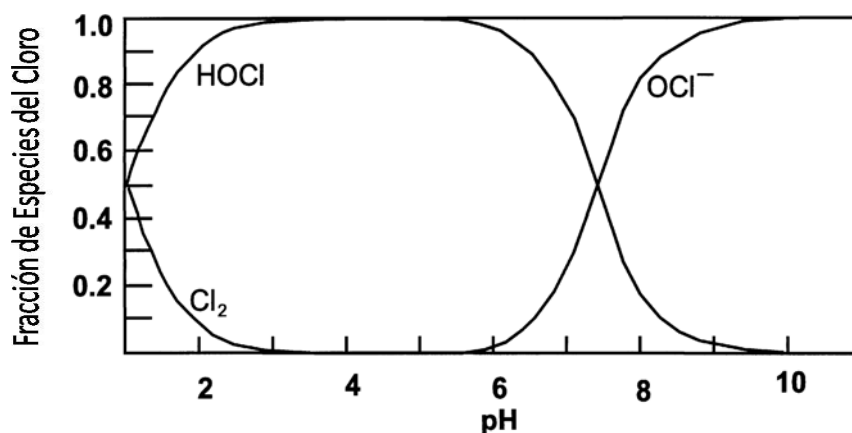


Figura 5.1. Diagrama de distribución de especies del cloro disueltas.

5.3.2 Cloraminas

El cloro reacciona con elementos reductores tales como S^{2-} , Fe^{2+} , Mn^{2+} y NO_2^- ; con compuestos orgánicos, y con el nitrógeno amoniacal contenidos en el agua.

Aunque la reacción del cloro con el NH_3 puede ser utilizada para la destrucción del amonio en el tratamiento de aguas residuales, también sirve para producir cloraminas en la potabilización del agua. Las cloraminas son desinfectantes más estables y de efecto más duradero en los sistemas de distribución de agua que el cloro libre. Son efectivas para controlar el crecimiento de bacterias, sin embargo, no son tan efectivas contra los virus y protozoos. Tampoco son adecuadas para la oxidación del Fe y Mn. Las cloraminas son formas del cloro residual combinado.

Las reacciones del cloro con el nitrógeno dan lugar a la formación de tres tipos de cloraminas. Las ecuaciones que representan las reacciones de formación son,



La distribución de los tipos de cloraminas es función del pH. La presencia de dicloramina es causa de olor y sabor desagradables. Por otro lado, la tricloramina no es estable, y se descompone produciendo N_2 , con la consiguiente pérdida de capacidad desinfectante.

La desinfección óptima mediante cloraminas ocurre cuando la relación másica $Cl_2:N$ tiene un valor cercano a 4, antes de alcanzar el punto de ruptura. Bajo esas condiciones los principales productos de las reacciones y a la vez, especies desinfectantes más efectivas son las monocloraminas y dicloraminas. La dosis normal de cloraminas está entre 1 y 4 $mg.L^{-1}$

5. 3.3 Curva de demanda de cloro

Como consecuencia de la presencia de $N-NH_3$ y de otras impurezas en el agua, va a existir una demanda de cloro. La demanda de cloro de un agua puede conocerse adicionando cantidades conocidas de cloro a un volumen dado de agua y midiendo la concentración de cloro residual después de un tiempo de contacto. Una curva típica de demanda de cloro se muestra en la figura 5.2.

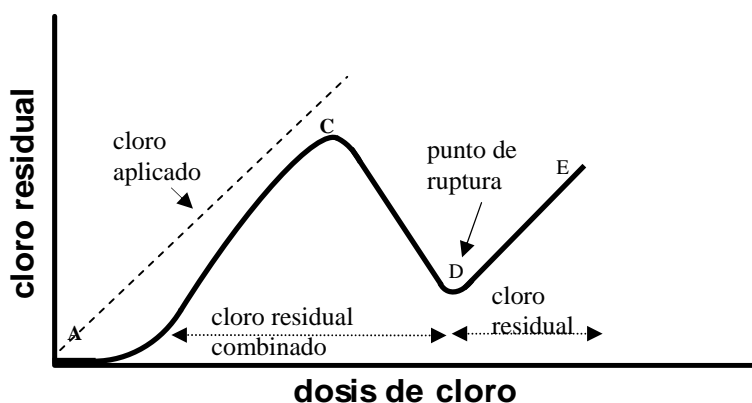


Figura 5.2 Curva de demanda de cloro con formación de cloraminas.

La forma de la curva de demanda de cloro es el resultado de las diferentes reacciones del cloro con los constituyentes del agua. El primer cloro adicionado es consumido por las sustancias inorgánicas reductoras, que transforman el cloro añadido en cloruro, que no tiene poder oxidante residual. Un exceso de cloro a partir de ese momento, es convertido en cloraminas y compuestos organoclorados, pero las primeras generalmente superan a estos últimos.

La formación de la cloramina predominante depende de la relación entre el cloro añadido y el $N-NH_3$ presente. Cuando la relación molar entre ambos es mayor que 1, prevalece la formación de la dicloramina. Para una relación cercana a 2, empieza a prevalecer la tricloramina. Las reacciones del cloro con los compuestos orgánicos ocurren simultáneamente con la formación de cloraminas.

En la curva de demanda de cloro de la figura 5.2 se distinguen 4 zonas y un punto de inflexión. En la zona A-B, el cloro añadido al agua es consumido en la oxidación de compuestos inorgánicos reductores, tales como Fe^{2+} , Mn^{2+} y H_2S , no quedando cloro residual. En la zona B-C, el cloro reacciona con compuestos orgánicos y comienzan a formarse las cloraminas, dando origen a cloro combinado, alcanzándose un máximo. A partir del máximo, zona C-D, la tricloramina formada en la etapa anterior, se descompone. A partir del punto de inflexión reflejado en la figura como el punto D, ya todo el cloro que iba a ser consumido se consumió, y a partir de ese momento el que se adicione queda como

cloro residual libre, ya sea en forma de HClO o de ClO^- , dependiendo del valor del pH del agua. En la zona D-E la relación entre el cloro añadido y el residual libre son iguales.

En el tratamiento de agua para beber, la dosis de cloro es determinada a través de la demanda de cloro, y la concentración de cloro residual llegue a $0,5-1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ después de un tiempo de contacto.

5.3.4 Formas de aplicación del cloro

Cloro. El cloro se suministra en forma de gas licuado a alta presión en botellas de tamaños variables, contenedores de 1 tonelada, camiones multicisterna que transportan varios contenedores, y en camiones cisterna. La elección del tamaño del recipiente a presión depende del estudio económico de costos de transporte, almacenamiento, ocupación de espacio y cantidad de cloro utilizado.

Hipoclorito de calcio. Se emplea, principalmente, en instalaciones de pequeño tamaño. Se comercializa en forma seca o líquida. El hipoclorito de calidad contiene, por lo menos, un 70 % de cloro disponible. En forma seca, se suministra en gránulos o en polvo, tabletas comprimidas, o en pastillas. Los gránulos y pastillas de hipoclorito de calcio se disuelven fácilmente en agua y, bajo condiciones de almacenamiento adecuadas, son relativamente estables. El hipoclorito es más caro que el cloro líquido, pierde parte de su actividad durante el almacenamiento, y puede resultar difícil de manipular. Debido a que tiende a cristalizar, puede provocar problemas de operación en las bombas de dosificación, conducciones y válvulas.

Hipoclorito de sodio. Muchas grandes ciudades usan hipoclorito de sodio en la potabilización debido a los problemas de seguridad relacionados con el uso de cloro líquido. El hipoclorito de sodio se puede adquirir a granel, con porcentajes del 12 al 15 % de cloro disponible, o puede ser producido en planta. La solución de hipoclorito de sodio se descompone más fácilmente a mayores concentraciones, y se ve afectada por la exposición a altas temperaturas y a la luz solar. Otro inconveniente del hipoclorito de sodio es su costo. El precio de compra puede variar entre 150 y 200 veces el precio del cloro líquido.

5.3.4.1 Control de la dosificación

El control de la dosificación se puede llevar a cabo de diversas maneras. El método más simple es el control manual; el operador cambia el caudal de dosificación en función de las condiciones de funcionamiento. La dosis necesaria se suele determinar midiendo el cloro residual tras un tiempo de contacto de 15 minutos, ajustando la dosis de modo que se obtenga una concentración de cloro residual de $0,5- 1,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Otro método consiste en efectuar la dosificación de forma proporcional al caudal, estableciendo una correspondencia entre el caudal de cloro y el caudal de agua. Un tercer método puede consistir en el control de la dosificación a través de la medición automática del cloro residual.

5.3.4.2 Aplicación del cloro en el tratamiento de aguas residuales

Como ya se ha expresado con anterioridad en más de una ocasión, el cloro puede emplearse como oxidante en el tratamiento de aguas residuales. De hecho, la formación primero y destrucción posterior de las tricloraminas es una manera, entre otras, de reducir la concentración de $N-NH_3$ en las aguas residuales.

En la Tabla 5.1 se brinda información sobre los intervalos de dosis recomendados para varias aplicaciones del cloro en el tratamiento de aguas residuales. Esta información puede ser utilizada a modo de referencia, aunque siempre es preferible en todos los casos hacer estudios de demanda de cloro. En ausencia de datos más concretos, se pueden emplear los valores máximos de la tabla P como referencia para el cálculo del equipo de cloración a seleccionar.

Tabla 5.1. Dosis para diversas aplicaciones de la cloración en la recogida, tratamiento y evacuación del agua residual

Aplicación	Intervalo de dosis ($mg.L^{-1}$)
Red de alcantarillado	
Control de corrosión (H_2S)	2-9 ^a
Control de olores	2-9 ^a
Control de crecimiento de películas biológicas	1-10
Tratamiento	
Reducción de DBO	0,5-2 ^b
Control de espumas	2-15
Oxidación del sobrenadante de digestores	20-140
Control de moscas en filtros percoladores	0,1-0,5
Eliminación de grasas	1-10
Control del abultamiento de lodos	1-10
Evacuación (desinfección)	
Pre-cloración del agua residual cruda	6-25
Efluente primario	5-20
Efluente de planta de filtros percoladores	3-15
Efluentes de lodos activados	2-8
Efluentes filtrados (después de lodos activados)	1-5
^a por $mg.L^{-1}$ de H_2S	
^b por $mg.L^{-1}$ de DBO_5 eliminada	

En la tabla 5.2 se brinda los valores de concentración de cloro libre y combinado recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para lograr una buena acción desinfectante en aguas naturales.

Tabla 5.2 Valores de cloro residual recomendados por la OMS para aguas naturales, según valores de pH

pH	Cloro libre* mg.L ⁻¹	Cloro combinado** mg.L ⁻¹
6,0	0,2	1,0
7,0	0,2	1,5
8,0	0,4	1,8
9,0	0,8	1,8

*después de 10 minutos de contacto
** después de 60 minutos de contacto

En la tabla 5.2 se aprecia cómo al aumentar el pH la dosis de cloro que se necesita para obtener un buen efecto desinfectante también aumenta. Este efecto es debido al aumento de la fracción iónica en el equilibrio de la ecuación 5.3 y que ésta es menos efectiva que la fracción molecular.

5.3.5 Decloración

La presencia de cloro en aguas tratadas puede ser indeseable. Hay procesos industriales con determinadas características, en las que la presencia de cloro en el agua no es admisible, ya sea por incidir negativamente en otros procesos, como es el caso del envenenamiento de las resinas de intercambio iónico, o por afectación de las características organolépticas del bien que se desea producir.

Por otra parte, en la década de los 70 del siglo pasado, estudios realizados concluyeron que durante la potabilización del agua mediante cloración, se producen compuestos organoclorados que pueden constituir un riesgo para la salud. El mayor peligro de producir estos compuestos se corre cuando la cloración es aplicada a efluentes de plantas de tratamiento biológico de aguas residuales. Estos compuestos se identifican como “subproductos no intencionales de la cloración” o DBPs (por sus siglas en inglés). En particular, los más conocidos son los trihalometanos (THM). Una concentración de carbono orgánico total (COT) de 2 mg.L⁻¹ o mayor, constituye un indicador de alto potencial de formación de BDPs. La eliminación previa de los precursores de la formación de los BDPs mediante coagulación o cualquier otro método físico-químico es normalmente considerado como parte del proceso de cloración.

Tabla 5.3. Información típica para el proyecto de instalaciones de cloración de dióxido de azufre y carbón activado

Elemento	Valor	
	Intervalo	Típico
Dióxido de azufre		
dosificación, mg.L ⁻¹ por mg.L ⁻¹ de cloro residual		
Valor medio	1,0-1,6	1,3
Caudal punta	2-5	4
tiempo de contacto a caudal punta, s	30-60	45
C activado		
carga aplicada, m ³ m ⁻² d ⁻¹	120-165	150
tiempo de contacto, m	15-25	20

La cloración se puede conseguir por reacción con un agente reductor. Hasta hace muy poco el clorador más usado era el dióxido de azufre pero en la actualidad han comenzado a usarse abundantemente el bisulfito y el metabisulfito sódico. También la adsorción sobre carbón activado es empleado en la cloración. En la tabla 5.3 se ofrecen dosificaciones de dióxido de azufre y carga aplicada de C activado en valores tipos, para clorar el agua.

5.4 Otros sistemas de desinfección

Otros agentes químicos utilizados para la desinfección incluyen: (1) el bromo; (2) el yodo; (3) el fenol y los compuestos fenólicos; (4) los alcoholes; (5) los metales pesados y compuestos afines; (8) los jabones; (9) los compuestos amoniacales cuaternarios; (10) el peróxido, y (11) ácidos y álcalis diversos.

5.5 Medidas de seguridad

Entre las precauciones y dispositivos de seguridad que se deben incluir en las instalaciones de manipulación del cloro pueden considerarse como las más relevantes:

1. El cloro gas es tóxico y muy corrosivo. Deberá preverse una adecuada ventilación para la extracción de gas a nivel del suelo, ya que es un gas más pesado que el aire. El sistema de ventilación deberá tener capacidad para llevar a cabo al menos 60 renovaciones de aire por hora. También puede ser necesario instalar sistemas de lavado cáustico de emergencia para neutralizar las fugas de cloro.
2. Las salas en las que se almacene el cloro y esté instalado el equipo dosificador deberán estar separadas del resto de la planta por tabiques, y sólo deberán ser accesibles desde el exterior. Se deberá construir una ventana fija de observación en una pared interior. A la entrada de la sala deberá situarse el control de los

- ventiladores, y cerca de la entrada deberán colocarse máscaras de gas en zonas protegidas pero de rápido acceso.
3. Para evitar la posibilidad de congelación, se deberá controlar la temperatura en las zonas de dosificación y cloración.
 4. El gas y líquido del cloro seco se puede manipular en conducciones de hierro forjado, pero el cloro disuelto es altamente corrosivo, y se debe manejar en tuberías de PVC.
 5. Deberá preverse un adecuado almacenamiento de los cilindros de reserva. La cantidad de cloro almacenado se debe calcular en función de la disponibilidad y dependencia del suministro, así como de la cantidad de cloro consumido. Los cilindros en uso se sitúan sobre una báscula, y la pérdida de peso se usa como una medida de la dosificación de cloro.
 6. Para evitar el sobrecalentamiento de los cilindros llenos en climas cálidos, los cilindros se deben proteger de la luz solar.
 7. En sistemas de mayores dimensiones, se deben disponer sistemas de análisis de cloro residual para observar y controlar la posibilidad de dosificaciones excesivas o demasiado escasas.
 8. Las instalaciones de almacenamiento y dosificación de cloro se deben proteger frente al riesgo de incendios. Además, se deben incluir sistemas de detección de fugas de cloro y conectarlos a un sistema de alarma y al sistema de lavado de emergencia, si es que existe.

Para el hipoclorito de calcio

Debido a su potencial de oxidación, el hipoclorito de calcio se debe almacenar en lugares frescos y secos, alejado de otros productos químicos, en contenedores resistentes a la corrosión. Muchas de las consideraciones en materia de seguridad asociadas al transporte, almacenamiento y dosificación del cloro líquido-gaseoso se eliminan empleando hipoclorito de calcio o de sodio.

Para el hipoclorito de sodio. La manipulación del hipoclorito de sodio requiere consideraciones de proyecto especiales debido a su poder corrosivo y a la presencia de vapores de cloro.

BIBLIOGRAFÍA

1. Baird, C. Environmental Chemistry (2000). Ed. W.H. Freeman and Company. England
2. Cheremisinoff, N.P. (2002). Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies. Ed. N&P Limited. Butterworth-Heinemann. Reed Elsevier Group
3. Derrigan, J.L., K. E. Snider, and G. Tchobanoglous (1993). Comparison of Free and Total Chlorine Measurements in Municipal Wastewaters. Water Environmental Research, 65,3, pp. 205-211
4. Derrigan, J. L., Y. Lin, and N. Jensen (1993). Comparison of Free and total Chlorine Measurements in Municipal Wastewaters. Water Environment Research. Vol 65, No 3.
5. Díaz Betancourt, R. Tratamiento de Aguas y Aguas Residuales. (1987). Ed. ISPJAE.
6. Disinfection Committee (1992) Survey of Water Utility Disinfection Practices. J. American Water Works Association, 84,9, pp121-128
7. Neden, D.G., R.J. Jones, G.J Smith, and G.W. Foust (1992) Comparing Chlorination and Chloramination for Controlling Bacterial Regrow. J. American Water Works Association, 84, 7, pp. 80-88
8. Nordel, E. Tratamiento de Agua para la Industria y otros Usos. (1976). Compañía Editorial Continental S.A.
9. Rivera, A, J. González, J. Martínez, y C. Terry, C. (2007). Manual para la Gestión Eficiente del Agua en la Industria Alimentaria. IIIA- ONUDI, Viena
10. Salvato, J.A. (1983). Environmental Engineering and Sanitation. 3erd. ed., John Wiley & Sons.

CAPÍTULO 6

ABLANDAMIENTO Y DESMINERALIZACIÓN

6.1 Introducción

El ablandamiento de un agua consiste en la eliminación parcial de los productos solubles que confieren dureza, convirtiéndolos en insolubles. El ablandamiento puede efectuarse a través de tratamientos químicos o de intercambio iónico.

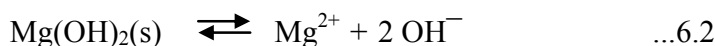
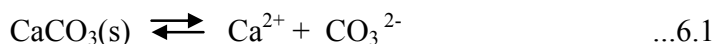
Mientras que en el ablandamiento sólo disminuye o se elimina dureza de un agua, en la desmineralización se sustraen tanto cationes como aniones. La desmineralización puede llevarse a efecto mediante resinas de intercambio o utilizando procedimientos de membranas.

6.2 Ablandamiento químico del agua. Método de la cal-soda

El ablandamiento del agua a través de la precipitación química encuentra hoy día un uso no tan extendido como hace 20 años atrás. No obstante suele emplearse en algunas instalaciones industriales como único proceso de ablandamiento o como pretratamiento de otros. Durante este tratamiento se convierten sales solubles de calcio y magnesio en otras insolubles, que son eliminadas en subsiguientes etapas mediante sedimentación y filtración.

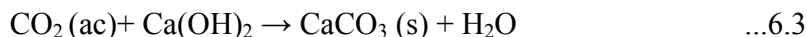
Este procedimiento contempla la aplicación de cal y carbonato de sodio al agua cruda. La cal se emplea para eliminar la dureza tanto carbonatada como no carbonatada, mientras que el carbonato de sodio hace precipitar la dureza asociada a los no carbonatos (dureza no carbonatada). La dureza cálcica precipita como carbonato, y la magnésica como hidróxido, quedando en solución otros cationes que no confieren dureza.

Mediante el método de la cal-soda, o cualquier otro procedimiento que se base en la precipitación química, no es posible eliminar totalmente la dureza. En este caso particular en el que se logra la formación de CaCO_3 para eliminar calcio y el Mg(OH)_2 para eliminar magnesio, la fase sólida tanto del carbonato como del hidróxido, estará en equilibrio con los iones en solución, o sea, que siempre quedarán en el agua Ca^{2+} y Mg^{2+} ,



Las constantes de solubilidad de los productos $\text{CaCO}_3(\text{s})$ ($K_{ps} = 3.36 \times 10^{-9}$) y $\text{Mg(OH)}_2(\text{s})$ ($K_{ps} = 5.61 \times 10^{-12}$) controlan el proceso de ablandamiento. Esto significa que cantidades estequiométricas de cal y de carbonato elevan el pH del agua.

El mecanismo químico de la disminución de dureza mediante el método de cal-soda puede resumirse en varias etapas:

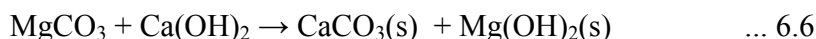


Aunque el dióxido de carbono no aporta dureza, hay que tomarlo en consideración al calcular el consumo de cal, porque reacciona con ella para formar carbonato de calcio. Esta es la primera reacción a considerar al estudiar el mecanismo del ablandamiento químico por el método de la cal-soda. Si el dióxido de carbono está presente en altas concentraciones, generalmente mayores de los 10 mg.L⁻¹, se debe acudir a métodos alternativos para su eliminación previa, tal como la aireación.

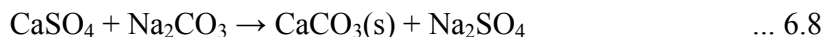
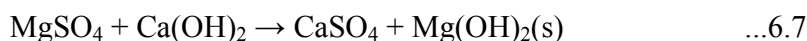
La dureza en forma de hidrógenocarbonato de calcio reacciona con la cal formando carbonato de calcio que precipita,



La dureza del hidrógenocarbonato de magnesio se transforma en carbonato de magnesio al adicionar la cal. En este caso se forma carbonato de calcio, que precipita, y carbonato de magnesio que no precipita. Ante una nueva adición de cal, el magnesio del carbonato formado precipita como hidróxido de magnesio,



Para disminuir la dureza de compuestos no carbonatados, es necesaria tanto la adición de cal como el carbonato de sodio. En el ejemplo que sigue, en el que se asume que la dureza no carbonatada está dada por el MgSO₄, la cal hace precipitar el Mg²⁺ como hidróxido, y se forma además CaSO₄ que no precipita. La dureza cálcica así formada se elimina adicionando Na₂CO₃, precipitando carbonato de calcio,



En la reacción representada en la ecuación 6.7 no hay disminución de dureza, sino que se produce dureza no-carbonatada de calcio. Entonces, debe adicionarse carbonato de sodio para que precipite la dureza de calcio formada, ecuación 6.8.

El agua con dureza cálcica y con bajo contenido de magnesio puede ser tratada con cal, y un pequeño exceso normalmente es suficiente para precipitar el magnesio. Cuando se tienen grandes cantidades de magnesio, entonces se hace necesario agregar cal suficiente para estabilizar el pH en 10,5 por lo menos, que es el punto de máxima precipitación del hidróxido de magnesio.

6.2.1 Cálculo de las dosis de cal y de soda a emplear

Teniendo en cuenta que la dureza de las aguas en Cuba es fundamentalmente carbonatada, generalmente se obtienen buenos resultados de ablandamiento empleando sólo la cal, pero las características del origen del agua serán en definitiva las que determinarán el proceso de ablandamiento. La American Water Works Association (AWWA) (1990) relaciona cuatro procesos:

1. El proceso de cal de simple etapa se utiliza cuando el agua bruta es alta en dureza de Ca^{2+} y baja en dureza de Mg^{2+} ($<40 \text{ mg.L}^{-1}$ como CaCO_3) y no presenta dureza no carbonatada.
2. El proceso de cal en exceso se utiliza cuando el agua cruda tiene alta dureza de Ca^{2+} y alta dureza de Mg^{2+} y no tiene dureza carbonatada.
3. El proceso de cal-soda de simple etapa se utiliza cuando el agua cruda tiene alta dureza de Ca^{2+} y baja dureza de Mg^{2+} y algo de dureza no carbonatada de calcio.
4. El proceso de cal-soda en exceso se utiliza cuando el agua cruda tiene alta dureza de Ca^{2+} y de Mg^{2+} y algo de dureza no carbonatada de calcio.

Resumiendo, teniendo en cuenta las reacciones que tienen lugar durante el proceso de cal soda, para poder adicionar las cantidades requeridas de estos compuestos es necesario disponer de la siguiente información:

Contenido de CO_2
Dureza Total
Dureza debido al magnesio
Alcalinidad

Para producir un agua semiblanda:

$$\text{Consumo de Cal} = \text{CO}_2 + \text{Alcalinidad} + \text{Dureza magnésica} \quad \dots 6.9$$

$$\text{Consumo de Soda} = \text{Dureza no carbonatada} \quad \dots 6.10$$

En ambos casos, tanto para la cal como para la soda se adiciona un exceso de 1 mmol equivalente de reactivo por cada litro de agua a tratar. Todos los términos de las ecuaciones 6.9 y 6.10 están dados en mmol equivalente por litro de agua a tratar.

Ejemplo 6.1

Calcule la dosis de cal y soda que se requiere, por litro, para tratar un agua cruda para la que se reportan las siguientes características:

$$D_T = 360 \text{ mg.L}^{-1} \text{ como } \text{CaCO}_3$$

C. Menéndez y S. Pire

$$D_{Ca} = 315 \text{ mg.L}^{-1} \text{ como CaCO}_3$$

$$\text{Alcalinidad} = 295 \text{ mg.L}^{-1} \text{ como CaCO}_3$$

$$\text{CO}_2 = 8,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{ como CO}_2$$

$$\text{Dosis de Cal} = \text{Acidez} + \text{Alcalinidad} + D_{Mg} + \text{Exceso}$$

Teniendo en cuenta que la información que se brinda como dato está dada en unidades de mg.L^{-1} , debe transformarse a mmol equivalente por litro. Para ello, se emplea la masa molar del equivalente del CO_2 y del CaCO_3 según los casos

$$\text{Masa molar equivalente del CO}_2: 22 \text{ mg.mmol}^{-1}$$

$$\text{Masa molar equivalente del CaCO}_3: 50 \text{ mg.mmol}^{-1}$$

$$c\left(\frac{\text{CO}_2}{2}\right) = \frac{8,0}{22} = 0,36 \text{ mmoleq.L}^{-1}$$

$$c\left(\frac{\text{Alc}}{2}\right) = \frac{295}{50} = 5,9 \text{ mmoleq.L}^{-1}$$

$$c\left(\frac{D_T}{2}\right) = \frac{360}{50} = 7,2 \text{ mmoleq.L}^{-1}$$

$$c\left(\frac{D_{Ca}}{2}\right) = \frac{315}{50} = 6,3 \text{ mmoleq.L}^{-1}$$

$$D_{Mg} = D_T - D_{Ca} = 7,2 - 6,3 = 0,9 \text{ mmoleq.L}^{-1}$$

Reflejando la información anterior en el gráfico de barras

CO ₂	Ca ²⁺ (6,3)	Mg ²⁺ (0,9)
(0,36)	Alcalinidad (5,9)	

$$\text{Dosis de cal} = 0,36 + 5,9 + 0,9 + 1 = 8,16 \text{ mmoleq.L}^{-1}$$

$$\text{Dosis de soda} = \text{DNC} + \text{exceso}$$

$$\text{DNC} = D_T - \text{Alcalinidad} = 7,2 - 5,9 = 1,3 \text{ mmoleq.L}^{-1}$$

$$\text{Dosis de soda} = 1,3 + 1 = 2,3 \text{ mmoleq.L}^{-1}$$

Si lo que se desea conocer es la concentración de cal y soda necesaria en mg. L^{-1} , se calcula la masa de cada uno de ellos a partir de los mmol equivalentes,

Masa de cal por cada litro de agua a tratar

La masa molar del equivalente de Ca(OH)_2 es 37, por lo tanto, la concentración de cal en mgL^{-1} será

$$8,16 \text{ mmoleq.L}^{-1} \cdot 37 \text{ mg. mmoleq}^{-1} = 302 \text{ mg.L}^{-1}$$

Masa de soda por cada litro de agua a tratar

La masa molar del equivalente de Na_2CO_3 es 53, por lo tanto, la concentración de soda en mgL^{-1} será

$$2,3 \text{ mmoleq.L}^{-1} \cdot 53 \text{ mg. mmoleq}^{-1} = 122 \text{ mg.L}^{-1}$$

El proceso de cal-soda se realiza en la industria utilizando equipos y procedimientos similares a los descritos cuando se trató la coagulación-floculación:

- Mezclado rápido de reactivos
- Agitación lenta
- Separación de los lodos formados mediante sedimentación
- Filtración

6.2.2 Recarbonatación

El ablandamiento de agua cruda mediante cal, produce un agua con elevado valor de pH y sobresaturada de carbonato de calcio. El agua debe estabilizarse antes de someterse a filtración, adicionándole dióxido de carbono.

La aplicación de CO_2 para la estabilización del agua después de un tratamiento de ablandamiento químico es muy común. De ahí el término “recarbonatación” que frecuentemente se emplea. La razón principal del uso preferencial de CO_2 con respecto a los ácidos se debe a que éstos últimos incrementan la disolución de sólidos en el agua final. Así mismo el CO_2 logra llevar el pH a 9,5 aproximadamente, valor en el que ocurre la máxima precipitación del carbonato de calcio.

En el ablandamiento con cal debe esperarse la producción de grandes cantidades de lodo. El volumen de éstos es aproximadamente 2,5 veces mayor a la cantidad de cal empleada inicialmente, debido a la combinación de cal con el calcio y el magnesio contenidos en el agua. De ahí la necesidad de la separación, mediante sedimentación, ya mencionada. La disposición de estos lodos generalmente se realiza en lagunas construidas al efecto y que nada tienen que ver con las lagunas de oxidación empleadas en el tratamiento de aguas residuales..

Para manipular los lodos que se producen en el proceso de ablandamiento químico, es recomendable deshidratarlos antes de lograr su adecuada disposición. Mientras menor sea el volumen de lodos, menor será el costo de manejo y disposición final. Normalmente estos lodos secan en tiempos razonables cuando son expuestos al sol en lechos de secado.

6.3 Intercambio iónico

Los problemas originados en el agua que es empleada en operaciones de calentamiento, enfriamiento, generación de vapor, o el agua para procesos específicos, pueden ser causados en gran medida por la variedad y concentración de sólidos disueltos y suspendidos, así como gases, contenidos en el agua de acuerdo a su procedencia.

En la tabla 6.1 se relacionan algunos constituyentes iónicos presentes en muchas fuentes de agua, cuya presencia es objetada, y que pueden eliminarse mediante el intercambio iónico.

Tabla 6.1. Algunas especies químicas presentes frecuentemente en diversas fuentes

Constituyente	Especies químicas	Problemas que ocasionan
Dureza	Sales de Ca^{+2} y Mg^{+2}	Es una primera causa de la formación de incrustaciones.
Alcalinidad	Hidrogenocarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), y $(\text{OH})^-$, todo expresado como CaCO_3 .	Formación de espuma y sólidos en el vapor que se genera en calderas
Acidez mineral	H_2SO_4 , HCl , y otros ácidos, expresados como CaCO_3	Corrosión y deterioro de superficies
Cloruro	Cl^-	Sabor e incremento de los sólidos disueltos
Sulfato	SO_4^{2-}	Formación de incrustaciones de sulfato de calcio
Hierro y manganeso	Fe II Fe III Mn II	Formación de depósitos de sólidos en tuberías y equipos interfiere con procesos de teñido
Sílice	SiO_2	Origina depósitos de sólidos en sistemas de enfriamiento. Crea dificultades en calderas que operen a altas presiones

Para prevenir la formación de incrustaciones y de depósitos de sales en las diferentes operaciones, se hace indispensable la reducción parcial o total de los sólidos en disolución contenidos en el agua. Mientras que en el tratamiento de aguas para uso doméstico o quizás incluso para la pequeña industria de manufactura esta reducción pueda estar limitada a la eliminación parcial de la dureza, hierro y manganeso, el tratamiento de aguas para uso industrial muchas veces tiene que ir más allá, pudiendo llegar hasta la eliminación total de la dureza, la reducción o eliminación de toda la alcalinidad, la sílice, y aún hasta la sustracción total de los sólidos disueltos.

El intercambio iónico es un método de amplio uso tanto en las operaciones de ablandamiento como de desmineralización de aguas. Se basa fundamentalmente en la transferencia, por desplazamiento de iones, entre dos fases: líquida y sólida. Ello implica el intercambio de uno o más iones de la fase líquida al sólido y viceversa. Los iones

contenidos o retenidos en la fase sólida se encuentran unidos por fuerzas electrostáticas a grupos funcionales superficiales.

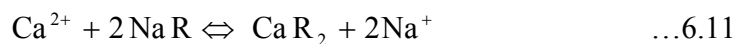
Los primeros productos empleados como intercambiadores iónicos fueron las zeolitas inorgánicas de origen natural como los silicatos de aluminio, que en general se caracterizan por poseer baja capacidad de intercambio. Sin embargo, debido a su relativo bajo costo cuando se comparan con otros tipos de materiales, en ocasiones siguen siendo utilizadas tanto en su forma original o preferentemente modificadas. Hoy día la mayoría de las sustancias intercambiadoras de iones de alta capacidad son sintéticas y se basan en el poliestireno – divinilbenceno (SDVB).

Las resinas de intercambio iónico pueden considerarse como una estructura de cadenas hidrocarbonadas a las que se encuentran unidos de forma rígida grupos iónicos libres. Las cadenas permanecen unidas transversalmente formando una matriz tridimensional que proporciona rigidez a la resina y donde el grado de reticulación o entrecruzamiento determina la estructura porosa interna de la misma.

6.3.1 Principio del intercambio iónico

La literatura refiere las múltiples aplicaciones de los intercambiadores iónicos, pero más del 80% de las resinas intercambiadoras se emplean para tratamiento de agua. La operación de intercambio iónico se realiza comúnmente en un lecho fijo en columna rellena de resina a través del cual fluye el agua.

El intercambio iónico puede explicarse como una reacción reversible en la que se involucran cantidades químicamente equivalentes de iones intercambiados. Un ejemplo común del intercambio catiónico es la reacción para el ablandamiento del agua:



donde R representa un lugar estacionario aniónico en la matriz insoluble de la fase del intercambiador. La dureza cálcica del agua (Ca^{2+}) pasa de la fase líquida a formar parte de la resina sólida, al mismo tiempo que de ésta se libera Na^+ , que no confiere dureza. En la figura 6.1 se esquematiza el proceso de eliminación de dureza cálcica y magnésica asociada con tres aniones diferentes.

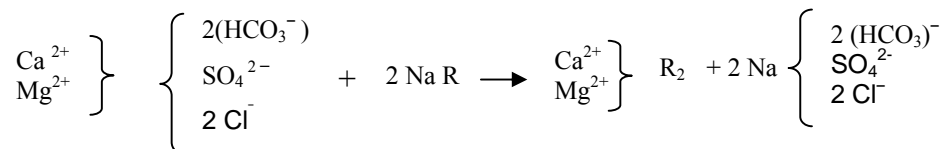


Figura 6.1. Reducción de dureza de diferentes procedencias

La capacidad de intercambio de las resinas es limitada. Una vez que ha intercambiado una cantidad dada de iones al agua, su capacidad para seguir realizando la misma función disminuye. Se dice entonces que la resina está agotada y necesita ser regenerada para así restituir sus características iniciales. Para ello se emplea una solución concentrada de los iones que contenía originalmente. Tal como se verá en mayor detalle posteriormente, además de las etapas de agotamiento y regeneración antes mencionadas, la operación de las columnas conlleva un proceso de contralavado y otro de lavado o enjuague.



Figura 6.2. Columnas de intercambio iónico Para trabajo en el laboratorio

6.3.2 Tipos de resinas

Las sustancias intercambiadoras de iones, y en particular las resinas de intercambio, pueden ser enmarcadas en cuatro tipos dependiendo del grupo funcional que posea la sustancia de intercambio en su matriz insoluble:

- catiónicas ácido fuerte
- aniónicas base fuerte
- catiónicas ácido débil
- aniónicas base débil

Además de estos cuatro grupos cuya denominación obedece a las características del grupo funcional al que están asociadas, están las resinas inertes. Éstas no poseen propiedades intercambiadoras.

De acuerdo con la clasificación anterior, los intercambiadores catiónicos pueden ser:

Débiles: cuando la matriz insoluble posee grupos funcionales del ácido carboxílico (RCOO^-). Este tipo de resina solo intercambia cationes procedentes de ácidos débiles.

Cuando trabajan en ciclo hidrógeno solo eliminan cationes en una cantidad equivalente a la alcalinidad, y más eficientemente la dureza (calcio y magnesio) asociada a la propia alcalinidad

Fuertes: cuando la matriz insoluble posee grupos funcionales del ácido sulfónico (RSO_3^-). Este tipo intercambia todo tipo de cationes. Por ello tienen un amplio campo de aplicación. Son empleadas en ciclo sódico para ablandamiento y en ciclo hidrógeno para desmineralización.

De manera similar, los intercambiadores aniónicos, en dependencia de los grupos funcionales asociados, pueden ser:

Fuertes: cuando la matriz insoluble está asociada a aminas cuaternarias fuertemente básicas. Este tipo intercambia todo tipo de aniones

Débiles: cuando la matriz insoluble está asociada a aminas primarias, (R-NH_2), secundarias ($\text{R-NHR}'$), o terciarias, ($\text{R-N-R}'$). Este tipo de intercambiador sólo fija aquellos aniones que proceden de ácidos fuertes.

6.3.3 Otras características de estos intercambiadores de iones

Entre las muchas características de las resinas intercambiadoras de iones pueden mencionarse:

1. Resinas catiónicas de ácido fuerte
 - Intercambian a cualquier pH
 - Son utilizadas en aplicaciones de suavizado de agua, como primera columna de desionización en los desmineralizadores o para lechos mixtos
 - Necesitan una gran cantidad de regenerante, normalmente ácido sulfúrico
2. Resinas catiónicas de ácido débil
 - Tienen menor capacidad de intercambio que la anterior
 - No son funcionales a pH bajos
 - Producen elevado hinchamiento y contracción lo que hace aumentar las pérdidas de carga al paso del agua
 - Son muy eficientes y requieren menos ácido para su regeneración que las de ácido fuerte, aunque trabajan a flujos menores
3. Resinas aniónicas de base fuerte
 - Se utilizan como segunda columna de desionización en los desmineralizadores o para lechos mixtos
 - Son más costosas que las aniónicas débiles
 - Necesitan una gran cantidad de regenerante, normalmente hidróxido de sodio
4. Resinas aniónicas de base débil
 - Se trata de una resina muy eficiente

- Requiere menos hidróxido para su regeneración que la aniónica de base fuerte
- No se puede utilizar a pH altos
- Pueden experimentar frecuentes problemas de oxidación o ensuciamiento.

6.3.4 Resinas inertes

Las resinas inertes no tienen asociado ningún grupo funcional. Aunque no poseen capacidad de intercambio, aumentan la eficiencia de regeneración en intercambiadores de cama mixta. Estas resinas inertes tienen una densidad media entre la de las resinas catiónicas y las aniónicas, de manera tal que cuando están presentes en columnas de intercambio mixtas, ayudan a separar ambas durante el contralavado.

Otras características del intercambio iónico. Selectividad de las resinas

1. La reacción de intercambio se produce estequiométricamente, equivalente a equivalente
2. Los procesos de intercambio iónico son procesos de equilibrio a nivel de iones. Esto permite el trabajo en columnas de forma continua.
3. Si el flujo de agua a través de la columna es muy pequeño, el ión que sale puede volver a entrar en la resina
4. Si el flujo de agua a través de la columna es muy alto, existirá peligro de fuga y de no intercambio, porque puede sobrepasarse la velocidad que permite la fijación de los iones
5. Las resinas de intercambio no presentan la misma afinidad para todos los iones. Esto depende, entre otros factores: de la carga, el número atómico y la concentración de la disolución que presenta la especie que se intercambia así como del grado de entrecruzamiento de la matriz insoluble.

La afinidad por un ión se cuantifica con el coeficiente de selectividad (K). El coeficiente de selectividad no es realmente una constante de equilibrio, ya que para que así fuera habría que conocer las actividades en la fase sólida.

El orden de selectividad de los iones para los distintos tipos de resinas es:

Para una resina catiónica débil: $H^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$

Para una resina catiónica fuerte: $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+ > H^+$

Para una resina aniónica débil: $OH^- > SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^- > HSiO_3^-$

Para una resina aniónica fuerte: $SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^- > HSiO_3^- > OH^-$

6.3.5 Operación de las columnas de intercambio

El régimen de funcionamiento de las columnas de intercambio iónico no es estacionario. Ello es debido a que la concentración de los iones en cada punto del sistema varía a lo largo de la altura de la columna. Las instalaciones para el intercambio iónico generalmente constan de dos lechos idénticos, de forma que si por uno de ellos circula la disolución que contiene los iones que se desean intercambiar, el segundo está en etapa de regeneración.

Al inicio de la operación de una columna, la mayor parte del intercambio tiene lugar cerca de la entrada del lecho, que es donde el fluido se pone en contacto con la resina fresca o virgen. A medida que transcurre el tiempo, la resina próxima a la entrada comienza a saturarse y la mayor parte del intercambio entonces va ocurriendo cada vez más alejado de la entrada.

Debido a la resistencia que opone el sistema a la transferencia de iones desde el seno del líquido a los centros de intercambio, se establece un gradiente de concentración en el lecho (Figura 6.3). La región donde ocurre la mayor parte del intercambio es la llamada zona de transferencia de iones. Esta zona separa la zona virgen de la resina y la de saturación, y sus límites frecuentemente se toman como $c/c_0 = 0,95$ a $0,05$. A medida que progresa el intercambio iónico la zona de transferencia se desplaza por el lecho hasta alcanzar su extremo inferior (figura 6.4), instante a partir del cual la disolución de salida contendrá cantidades crecientes de los iones que se desea intercambiar.

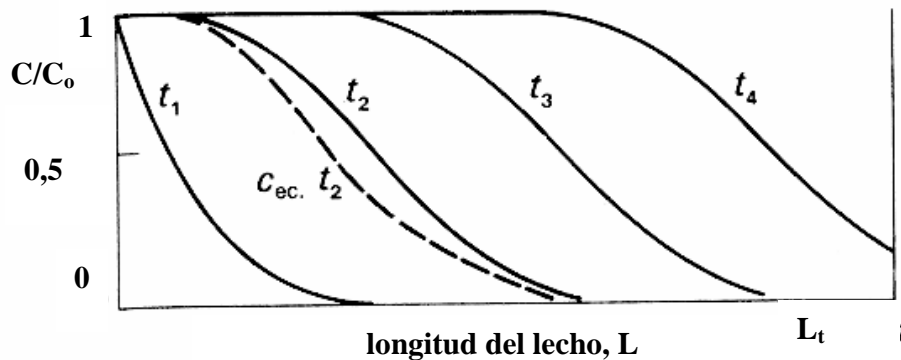


Figura 6.3. Perfiles de concentración en el lecho a lo largo del tiempo

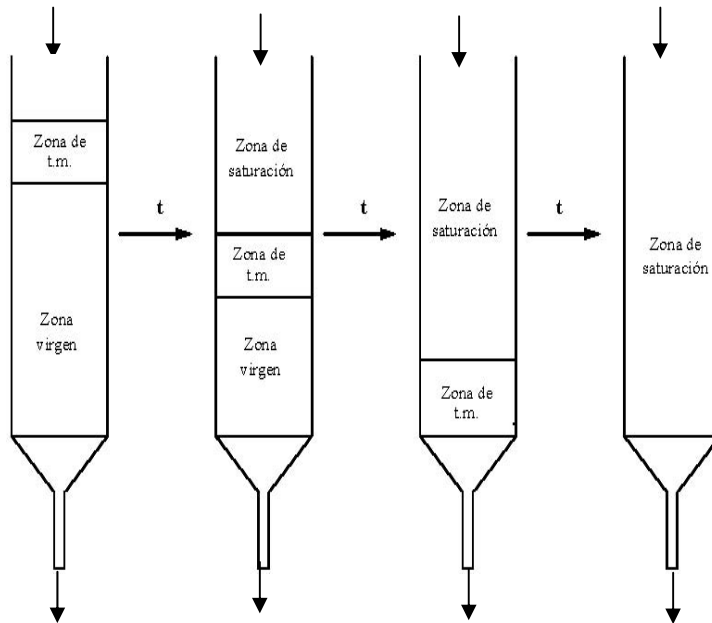


Figura 6.4. Desplazamiento hacia debajo de la zona de transferencia de iones

Términos importantes en el trabajo con columnas de intercambio iónico

6.3.6 Capacidad de intercambio

Bajo esta denominación deben distinguirse la Capacidad Total (C_T) y la Capacidad Útil (C_U) de intercambio.

Se define como Capacidad Total de intercambio de una resina a la masa de iones (aniones o cationes) o de carga, que pueden ser intercambiados por unidad de masa o volumen de la sustancia intercambiadora. Es un parámetro fundamental para la selección de la resina. Suele expresarse como moleq de soluto retenido por cada gramo de resina seca ($\text{moleq} \cdot \text{g}^{-1}$). Es una información que ofrece el fabricante.

Otro término importante en la operación de intercambio iónico es la Capacidad Útil o Efectiva de intercambio. Esta es la capacidad que realmente puede ser obtenida en la operación de la columna, en las condiciones particulares de trabajo, hasta el momento en el que la resina de intercambio debe ser regenerada.

Los fabricantes de resinas de intercambio suelen entregar curvas de funcionamiento de regenerantes para operaciones específicas. La figura 6.5 representa un gráfico típico de nivel de regeneración para diferentes concentraciones de cationes brindado por fabricantes.

Por otra parte, en la figura 6.6 se refleja la relación entre el nivel de regeneración y la Capacidad Útil o Efectiva de la resina del mismo fabricante. Como se verá más adelante estos dos gráficos característicos de determinado tipo de resina, resumen información importante para el diseño de columnas de intercambio iónico.

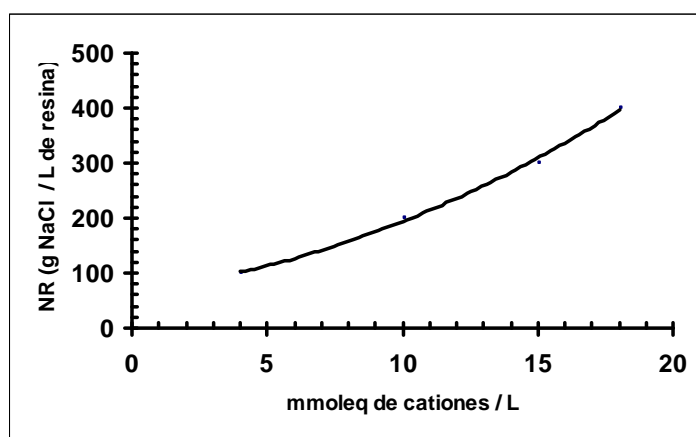


Figura 6.5. Gráfico típico brindado por los fabricantes, de nivel de regeneración para diferentes contenidos de cationes

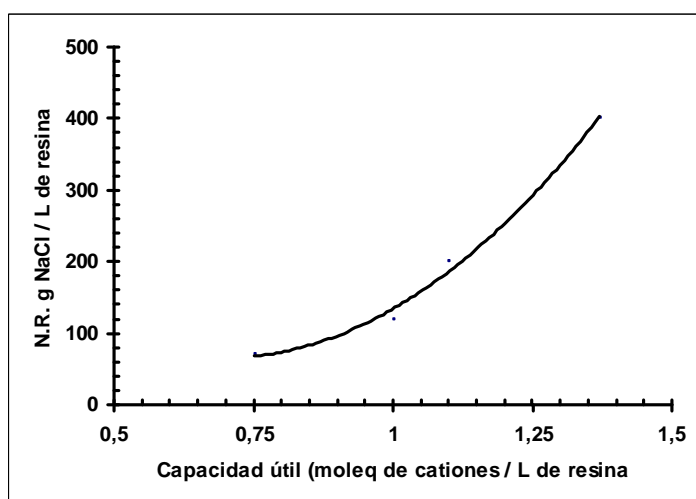


Figura 6.6. Relación entre el nivel de regeneración y la capacidad útil de una resina según información aportada por un fabricante

6.3.7 Regeneración de los intercambiadores iónicos

La regeneración de las resinas de intercambio iónico es el proceso inverso al del agotamiento. Tiene como objetivo devolverle a la resina su capacidad útil de trabajo. Esto se realiza haciendo pasar a través de la resina agotada, soluciones que contengan el ión móvil original, el cual se deposita en la resina y desaloja los iones captados durante el agotamiento.

La regeneración puede ser en el mismo sentido del flujo de agotamiento (flujo paralelo), o a contracorriente. Las ventajas de la regeneración a contracorriente son, entre otras, las siguientes:

- Menor fuga iónica durante el agotamiento
- Mayor eficiencia durante la regeneración resultando por lo tanto menor consumo de regenerante
- Se obtiene una capacidad útil o efectiva superior con los niveles de regeneración más bajos
- Menor consumo de agua para el contralavado y el lavado

Según el tipo de resina, para la regeneración puede emplearse:

- Sal común (cloruro de sodio) para regenerar resinas catiónicas de ácidos fuertes
- Ácido clorhídrico o ácido sulfúrico (depende del costo y de la eficiencia) para regenerar resinas catiónicas de ácidos fuertes y resinas catiónicas de ácidos débiles
- Hidróxido de sodio o hidróxido de amonio para regenerar resinas aniónicas de bases fuertes y resinas aniónicas de bases débiles

Previo a la regeneración, está el proceso de contralavado. Como su nombre indica, el contralavado se realiza a contracorriente, produciendo la expansión del lecho y dejando sueltas las partículas de resinas, facilitando su limpieza.

Una vez regenerada la resina, la columna se somete a un proceso de lavado o enjuague. El lavado se realiza en el mismo sentido del flujo que durante el agotamiento y tiene como finalidad eliminar restos de regenerante. Una vez concluido el lavado, la columna está lista para un nuevo ciclo de intercambio iónico.

Las instalaciones de operación manual se conciben para ciclos de regeneración de 24 h. Los sistemas automáticos suelen diseñarse para ciclos más cortos. Comúnmente 8 horas.

Nivel de regeneración (NR): El NR es la masa de regenerante por unidad de volumen de material de intercambio necesario para restituir al intercambiador su capacidad de trabajo. Se expresa en g.L^{-1} o kg.m^{-3} .

Un concepto asociado al NR es el % Estequiométrico. Este es la relación entre la cantidad de sustancia en mol eq-g del regenerante que se añade por litro de resina y la cantidad de sustancia en mol eq-g de iones intercambiados por litro de resina multiplicado por 100.

$$\%EST = \frac{\text{moleq de regenerante.L}^{-1} \text{ de resina}}{\text{moleq de iones intercambiados.L}^{-1} \text{ de resina}} 100 \quad \dots 6.12$$

expresado de otra manera, el % estequiométrico es la relación que existe entre el nivel de regeneración (NR) y la capacidad útil de la resina (C_u),

$$\%EST = \frac{NR}{C_u} 100 \quad \dots 6.13$$

En la tabla 6.2 se citan, a modo de ejemplo algunos % estequiométricos según tipo de resina y ciclo en el que operan

Por ejemplo, un % estequiométrico de 250 significa que por cada equivalente de iones intercambiados, debe añadirse un exceso grande de regenerante (1,5 veces) para obtener un buen % de conversión. Esto influye, por supuesto, en el costo de regeneración, y como consecuencia, en el del tratamiento.

Tabla 6.2 % Estequiométrico para resinas fuertes

Resina catiónica fuerte	% Estequiométrico
Ciclo Na ⁺	250 --350
Ciclo H ⁺	200--250
Resina aniónica fuerte	
ciclo OH ⁻	200--400

6.4 Ablandamiento y desmineralización

El intercambio iónico en el tratamiento de aguas puede emplearse para el ablandamiento (eliminación de dureza), o para la desmineralización (eliminación de cationes y aniones). Según el objetivo que se desea cumplir, así serán las características de las resinas de intercambio y el arreglo que se haga entre columnas.

La necesidad de disponer de un agua blanda o una desmineralizada dependerá del uso previsto para la misma. Así, por ejemplo, para el lavado de botellas en la industria de bebidas, quizás sea suficiente el empleo de un agua blanda. Lo mismo puede ocurrir para alimentar calderas que operen a bajas y moderadas presiones. Sin embargo para calderas que trabajen a altas presiones (> 0,6 MPa), un agua que sea solo blanda no satisface los requerimientos de calidad, y entonces tiene que emplearse agua desmineralizada. También hay procesos industriales que por sus características necesitan del uso de agua libre de sólidos disueltos. En estos últimos casos se requiere desmineralización.

6.4.1 Ablandamiento de aguas

Para calderas que operan a bajas presiones (0,6 MPa o menores), es suficiente la utilización de un agua blanda. Esto es, con dureza cero o valor cercano ($5-10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ como CaCO_3) ($0,1 - 0,2 \text{ mmoleq}\cdot\text{L}^{-1}$).

El ablandamiento de agua es el proceso más simple de tratamiento de agua con resinas de intercambio. En ese caso se emplea resina catiónica en ciclo sódico. O sea, una resina que permita el intercambio de los iones sodio que están en su estructura, por iones de calcio y magnesio del agua.

Una vez que la resina está agotada, la columna de intercambio se pone fuera de servicio para ser regenerada. Esto puede realizarse haciendo pasar una disolución de NaCl de aproximadamente 5 % en peso a través de la misma. En la regeneración se retiran los iones calcio y magnesio retenidos en la columna, remplazándolos nuevamente por sodio y dejándola lista para posteriores etapas de ablandamiento. El proceso de regeneración produce una disolución concentrada de cloruros de calcio y magnesio que debe ser eliminada.

Como ya ha sido mencionado, la regeneración es precedida del contralavado, y una vez concluida la regeneración, se procede al lavado antes de que la resina esté disponible para un nuevo ciclo de trabajo.

6.4.2 Desmineralización

Para calderas que operan a presiones superiores a 0,6 MPa, no se logra una buena calidad de agua para la generación de vapor sólo a través del ablandamiento. En esos casos se hace necesaria un agua de mayor calidad en cuanto al contenido de sólidos disueltos, por lo que el tratamiento recomendado en estos casos es la desmineralización. Aún así, dependiendo también de la presión de trabajo de la caldera, será el grado de desmineralización exigido al agua para su uso.

Para desmineralizar pueden utilizarse diferentes esquemas de tratamiento según sea la demanda de calidad del agua a entregar. Este proceso puede llegar a requerir una columna con resina catiónica para eliminar los cationes, dos tipos de resinas aniónicas, una básica débil que absorberá los ácidos fuertes y otra básica fuerte para intercambiar otros aniones (cloruro, sulfato, bicarbonato etc) y un descarbonatador para el despojamiento del CO_2 que se forma por la descomposición de los hidrógenocarbonatos y carbonatos en la columna catiónica cuando se emplea en ciclo hidrógeno.

Esquema para desmineralizar agua para calderas operan a presiones medias (entre 0,6 y 1,0 MPa).

- Se utiliza un arreglo de columnas como el que se muestra en la figura 6.7.
- Primera columna con resina catiónica fuerte en ciclo hidrógeno para intercambiar todos los cationes por H^+ , por lo que el efluente de la columna tendrá carácter ácido
-

- Segunda columna con resina aniónica débil, que intercambia los aniones de ácidos fuertes por OH^- , neutralizando el pH del efluente de la primera
- Es opcional una columna descarbonatadora para eliminar el CO_2 producido en la primera columna por la descomposición de los hidrógenocarbonatos y carbonatos en la columna catiónica como consecuencia del bajo pH

Esquema para desmineralizar agua para calderas operan a presiones 0,6 y 1,0 MPa.

- Se utilizan un arreglos de columnas como el mostrado en las figuras 6.8 y 6.9
- En la figura 6.8, a diferencia del esquema de la figura 6.7, la resina aniónica es fuerte, y el descarbonatador se encuentra ubicado entre las columnas catiónica y aniónica. El descarbonatador precediendo la resina aniónica fuerte tiene como objetivo aliviar el intercambio de esta última, prolongándole su vida útil
- El arreglo de la figura 6.9 se recomienda cuando el agua de alimentación a la caldera es rica en cloruros y sulfatos, y además sea aconsejable la eliminación de silicatos
- Para presiones de operación mayores, son necesarias otras variantes de tratamiento como el empleo de lechos mixtos de intercambio o de tratamiento por membranas

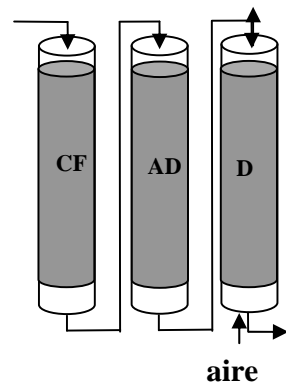


Figura 6.7. Esquema de arreglo de columnas de intercambio para tratamiento de agua en calderas que trabajen a presión comprendida entre 0,6 y 1,0 MPa. (CF:catiónica fuerte en ciclo H; AD:aniónica débil; D:descarbonatador)

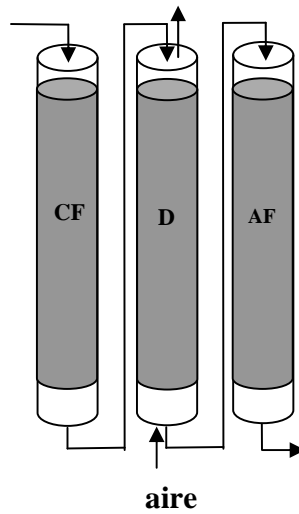


Figura 6.8. Esquema de arreglo de columnas de intercambio para tratamiento de agua para calderas que trabajen a presión comprendida entre 1,0 y 10,0 MPa y posean bajo contenido de cloruros y sulfatos. (CF:catiónica fuerte; AF:aniónica fuerte; D:descarbonatador)

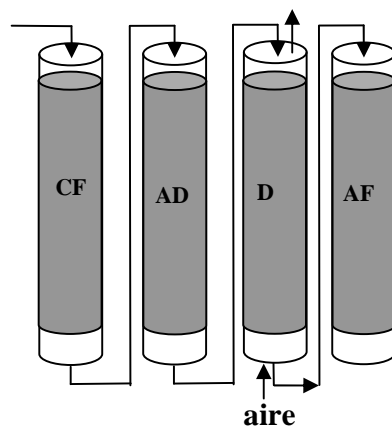


Figura 6.9. Esquema de arreglo de columnas de intercambio para tratamiento de agua para calderas que trabajen a presión comprendida entre 1,0 y 10,0 MPa. (CF:catiónica fuerte; AD:aniónica débil; D:descarbonatador; AF:aniónica fuerte). Para aguas con elevado contenido de cloruros y sulfatos

Salinidad

Si para proceder al ablandamiento del agua debe conocerse con anterioridad su dureza, para la desmineralización debe determinarse previamente su salinidad. La salinidad representa los mmoles equivalentes de cationes o aniones disueltos en el agua y puede ser calculada a partir de cualquiera de ellos.

Cálculo de la salinidad a partir de los aniones (todo en mmolequivalente)

$$S = \text{alcalinidad total} + \text{cloruros} + \text{sulfatos} + \text{nitratos}$$

Cálculo de la salinidad a partir de los cationes (todo en mmolequivalente)

$$S = \text{dureza total} + \text{todos los cationes presentes que no confieren dureza}$$

6.5 Elementos para el diseño de columnas de intercambio iónico

Las columnas de intercambio iónico se diseñan para tratar un agua en particular, por lo que es requisito ante todo, conocer las características del agua y el uso que tendrá la misma una vez tratada. Si es una operación de ablandamiento, es necesario disponer del valor de la dureza del agua. Para columnas desmineralizadoras, ha de poseerse previamente información sobre la salinidad del agua.

El diseño de la columna implica conocer, además de las especificaciones que brinde el proveedor de la resina:

- Volumen necesario de resina
- Altura total y efectiva de la columna
- Diámetro de columna

Volumen de resina

El volumen necesario de resina depende de las características y volumen de agua a tratar así como de su capacidad útil,

para ablandamiento:

$$V_R = \frac{D_T \cdot V_a}{C_u} \quad \dots 6.14$$

para desmineralización:

$$V_R = \frac{S \cdot V_a}{C_u} \quad \dots 6.15$$

donde

V_R : volumen de resina (m^3)

V_a : volumen de agua (m^3)

C_u : capacidad útil ($mmoleq.L^{-1}$)

D_T : dureza total ($mmoleq.L^{-1}$)

S : salinidad ($mmoleq.L^{-1}$)

Los lechos deben tener generalmente una altura comprendida entre 0,5 y 2 m, con una velocidad de flujo promedio de agua de aproximadamente $14 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. La altura de la columna debe ser mayor a la del lecho de resina para dejar un espacio libre para la expansión durante el contralavado. El espacio libre es de 60 al 100 % del valor de la altura del lecho.

El diámetro de columna para tratar un flujo dado de agua (volumen en la unidad de tiempo) dependerá de la velocidad de flujo o de paso a través del lecho que se seleccione previamente. Los fabricantes de resinas recomiendan el intervalo de velocidades lineales en el que mejor trabaja cada resina en particular. Si la velocidad lineal de flujo es mayor que la del intervalo de valores recomendado, existirá el peligro de que se sobrepase la velocidad que permite la fijación de los iones. Por el contrario, como el proceso es reversible, velocidades lineales muy bajas pueden ser causa de que el ión intercambiado retorne a la resina. Muchos fabricantes recomiendan operar la columna a velocidades de flujo entre 5 y $30 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) durante la operación normal de intercambio.

Los fabricantes de las resinas sintéticas ofrecen información sobre cómo realizar cada una de las operaciones asociadas a los intercambiadores de iones, los volúmenes a utilizar y las velocidades de flujo para cada caso. Todo el proceso, contralavado, regeneración y lavado, usualmente requiere de entre 2 y 4 horas, por lo que cuando el consumo de agua tratada sea ininterrumpido, deben existir al menos 2 columnas en paralelo, una en agotamiento y la otra en regeneración. El diámetro tipo de las columnas está comprendido en el intervalo de 1,2 a 2,0 metros.

En el contralavado se emplea agua cruda, con una velocidad de pase o flujo está comprendido entre 5 y $20 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, siendo mayor para las resinas catiónicas que para las aniónicas. La duración del contralavado es de 10 a 20 minutos, y el volumen de agua cruda a emplear es aproximadamente de 2 a 4 veces el valor del volumen de la resina.

Es recomendable que el tiempo de regeneración esté comprendido entre 45 y 60 minutos.

En la etapa de lavado se utiliza un volumen de agua que puede ser de 5 a 10 veces el valor del volumen de resina. Las velocidades de paso del lavado son similares al del regenerante.

Ejemplo 6.2

El agua que se suministra a una industria tiene la composición que se describe a continuación:

Alcalinidad: $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ como CaCO_3
Dureza total: $170 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ como CaCO_3
 Ca^{2+} : $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$
 Cl^- : $28,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$
 SO_4^{2-} : $9,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Calcular el volumen de resina y la cantidad de regenerante que se necesita diariamente para ablandar durante 16 horas de operación $30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Se dispone de una resina que posee una capacidad útil de intercambio de cationes de $720 \text{ mmoleq} \cdot \text{L}^{-1}$ y un nivel de regeneración de $140 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$.

Volumen de agua a tratar diariamente

$$V_a = 30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot 16 \text{ h} = 480 \text{ m}^3$$

Total de cationes a intercambiar

Como el proceso es ablandamiento, el total de cationes a intercambiar se determina por la dureza del agua. Como factor de seguridad, puede estimarse mediante la salinidad. Esto último da como resultado un exceso de volumen de resina. Teniendo en cuenta lo anterior, el total de cationes a intercambiar = salinidad

$$\text{salinidad (S)} = \text{mmoleq} \cdot \text{L}^{-1} \text{ alcalinidad} + \text{mmoleq} \cdot \text{L}^{-1} \text{ SO}_4^{2-} + \text{mmoleq} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cl}^-$$

$$\text{mmoleq} \cdot \text{L}^{-1} \text{ alcalinidad} = \frac{300}{50} = 6$$

$$\text{mmoleq} \cdot \text{L}^{-1} \text{ SO}_4^{2-} = \frac{9,6}{48} = 0,2$$

$$\text{mmoleq} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cl}^- = \frac{28,4}{35,5} = 0,8$$

$$\text{por lo tanto, } S = 6 + 0,2 + 0,8 = 7 \text{ mmoleq} \cdot \text{L}^{-1}$$

Volumen de resina V_R)

$$V_R = \frac{S \cdot V_a}{C_u} \text{ (se ha sustituido la dureza por salinidad)}$$

$$V_R = \frac{7 \cdot 480}{720} = 4,6 \text{ m}^3$$

Masa de regenerante (M)

$$M = (\text{nivel de regeneración}) \cdot (\text{volumen de resina})$$

$$M = 140 \cdot 4,6 = 644 \text{ kg de H}_2\text{SO}_4$$

Ejemplo 6.3

Determine el tiempo de agotamiento de una columna que contiene 2 m^3 de una resina catiónica cuya capacidad útil está reportada como de $1,4 \text{ moleq.L}^{-1}$ empleada para tratar $100 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ un agua cuya dureza total es de $6,4 \text{ mmoleq.L}^{-1}$

Capacidad total de intercambio de la resina

$$C_{\text{total}} = C_u \cdot V_R = 1,4 \text{ moleq.L}^{-1} \cdot 2 \text{ m}^3 \cdot 10^3 \text{ L.m}^{-3}$$

$$C_{\text{total}} = 2,8 \cdot 10^3 \text{ moleq}$$

Total de dureza a tratar

$$\begin{aligned} Q_a \cdot D_T &= 100 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot 6,4 \text{ mmoleq.L}^{-1} \cdot 10^3 \text{ L.m}^{-3} \cdot 10^{-3} \text{ mmoleq} \cdot \text{moleq}^{-1} \\ &= 640 \text{ moleq.h}^{-1} \end{aligned}$$

Tiempo de trabajo de la resina

$$t = \frac{2800}{640} = 4,3 \text{ h}$$

Ejemplo 6.4

Se necesita hallar las dimensiones y condiciones de trabajo de una columna de intercambio iónico para ablandar un agua mediante el uso de una resina que opere en ciclo sódico y cuyas características de nivel de regeneración (NR) aparecen en las figuras KK y LL.

Características del agua a tratar:

Salinidad: 9 mmoleq.L^{-1} de iones

Dureza total: $4,6 \text{ mmoleq.L}^{-1}$

Flujo: $30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$

Tiempo de trabajo por día: 16 h

Volumen total de agua a procesar

$$V_a = Q \cdot h = 30 \cdot 16 = 480 \text{ m}^3$$

Cálculo del nivel de regeneración (NR) y Capacidad Útil (Cu)

Asumiendo que el gráfico de la figura 6.5 es adecuado para el tipo de resina:

para una concentraciones de iones de 9 mmoleq.L^{-1} en el eje de abscisas, se necesita un NR de 180 g.L^{-1} (lectura en el eje de ordenadas). Con este valor de NR, en el gráfico de la figura 6.6, se obtiene una Cu de $1,1 \text{ moleq.L}^{-1}$

Volumen de resina necesario

$$V_R = \frac{D_T \cdot V_a}{C_u} = \frac{4,6 \cdot 480}{1,1} \cdot 10^{-3} \frac{\text{moleq}}{\text{mmoleq}} = 2,2 \text{ m}^3$$

Velocidad de flujo del agua a través del lecho (valor recomendado $10 - 30 \text{ m.h}^{-1}$)
velocidad seleccionada = 20 m.h^{-1}

$$\text{Sección del lecho } A = \frac{\text{flujo}}{\text{velocidad de flujo}} = \frac{30}{20} = 1,4 \text{ m}^2$$

Diámetro de la columna = $1,6 \text{ m}$ (coincide con un diámetro tipificado)

$$\text{Altura del lecho } H = \frac{V_R}{A} = \frac{2,2}{1,4} = 1,1 \text{ m}$$

Altura de la columna = $2,2 \text{ m}$ (100% de expansión)

Regeneración

Se asume regeneración con una disolución de NaCl al 5%
teniendo en cuenta que el NR = $180 \text{ g NaCl (L de resina)}$, la masa de NaCl necesaria será,

$$M = 180 \frac{\text{g NaCl}}{\text{L resina}} \cdot 2 \text{ m}^3 \text{ de resina} \cdot 10^3 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3} \cdot 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}$$

$$M = 360 \text{ kg NaCl puro}$$

Dependiendo de la pureza del NaCl, así será la masa necesaria a emplear

Para que la solución de regenerante sea de 5 %, considerando 100% de pureza, el volumen de regenerante será,

$$V_{\text{reg}} = \frac{360 \text{ kg}}{0,05 \cdot 10^3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}} = 7,2 \text{ m}^3$$

El flujo de regeneración puede estimarse a partir del volumen de regenerante y asumiendo el tiempo para ese proceso. Asumiendo $t = 45 \text{ minutos}$,

C. Menéndez y S. Pire

$$Q_{\text{reg}} = \frac{7,2}{0,75} = 9,6 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1} \text{ (aceptable } 10 - 20 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}\text{)}$$

Tiempo total para las etapas de regeneración, contralavado y lavado

Contralavado

asumiendo velocidad de flujo de $10 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ (recomendado $5 - 20 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$), un volumen de agua igual a 4 veces el volumen de resina, y considerando además que el área de sección es $1,4 \text{ m}^2$, el tiempo de la etapa de contralavado puede estimarse,

$$t = \frac{4 \cdot V_R}{A \cdot \text{veloc. flujo}} = \frac{4 \cdot 2,2}{1,4 \cdot 10} = 0,62 \text{ h}$$

tiempo de contralavado = 37 minutos

Lavado

teniendo en cuenta que la velocidad de flujo del lavado ha de ser igual al del regenerante, y asumiendo un volumen de agua igual a 4 veces el valor del volumen de resina, el tiempo de lavado se estima,

$$t = \frac{8,8}{9,6} = 0,91 \text{ h}$$

tiempo de lavado = 55 minutos

tiempo total de las operaciones de contralavado, regeneración y lavado

$$t_{\text{total}} = \frac{45 + 37 + 55}{60} = 2,5 \text{ h}$$

Tiempo total: 2 horas y 30 minutos

6.6 Procesos de membrana

Hay Cinco diferentes tipos de procesos de membranas que se emplean en el tratamiento de agua:

Microfiltración
Ultrafiltración
Nanofiltración
Ósmosis inversa
Electrodiálisis

Mediante todos estos procesos las partículas muy finamente divididas que se encuentran dispersas o disueltas, pueden ser separadas del líquido en el que están contenidas. Las cinco tecnologías involucradas en esos procesos están relacionadas con el transporte de solutos o

solventes a través de membranas poliméricas muy finas. De todos ellos el de más amplio uso es la ósmosis inversa.

Por su versatilidad de aplicación la ósmosis inversa encuentra múltiples usos en los sistemas de tratamiento de agua. Entre ellos, para la producción de agua pura para uso en calderas de alta presión y de agua de calidad de lavado y de proceso para la industria farmacéutica y cosmética. Entre sus principales aplicaciones está la desalación de aguas salobres ($<10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sólidos totales disueltos) y de agua de mar en agua potable. La ósmosis inversa también encuentra aplicación en el tratamiento de aguas residuales industriales.

La osmosis inversa (OI) es esencialmente un proceso de “filtrado” de los sólidos disueltos contenidos en el agua, forzando el paso del agua a través de una membrana semipermeable.

Para una más rápida comprensión del fenómeno de la ósmosis inversa es oportuno analizar muy brevemente su fenómeno inverso, o sea, la ósmosis.

6.6.1 Breve descripción del fenómeno de ósmosis

La ósmosis es un fenómeno común en la naturaleza. Tanto el organismo de los animales y plantas como el propio cuerpo humano se sirven de la ósmosis para realizar una gran cantidad de procesos.

Cuando se introducen agua pura y una solución salina en lados opuestos de una membrana semipermeable, figura 6.10, el agua se difunde a través de la membrana diluyendo la solución salina hasta que se alcanza un equilibrio. Por tanto, si la membrana se coloca entre agua dulce y agua salada, el disolvente (agua pura) se moverá a través de la membrana hasta que la concentración de sal en ambos compartimentos se iguale. Una vez alcanzado el equilibrio, el nivel del líquido del lado de la solución salina será mayor que el lado que corresponde al agua fresca. Este fenómeno es conocido como ósmosis, y la diferencia de la presión hidrostática que se obtiene, es igual a la presión osmótica. En los procesos de ósmosis el agua pasa a través de la membrana hacia la solución concentrada. La fuerza directora de esta migración es la presión osmótica. El valor de la presión osmótica depende de la concentración y características de la solución salina además del tipo de membrana y temperatura del agua. La tabla 6.3 muestra las presiones osmóticas típicas de varios solutos.

El estudio de la tabla 6.3 permite hacer algunas generalizaciones. Por ejemplo, comparando la presión osmótica de una solución de $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl y con otra de $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Na_2SO_4 , se observa que la de la solución de NaCl es aproximadamente 1,9 veces la del Na_2SO_4 . Por otro lado, en la solución, para la misma masa de ambos compuestos, el NaCl tiene cerca de 1,6 veces el número de partículas que el sulfato. O sea, que la presión osmótica es función del número de partículas en solución. Del análisis de la propia tabla QA podría también concluirse otra característica importante de la presión osmótica, y es que la misma es aditiva.

Tabla 6.3. Presiones osmóticas típicas para varios solutos a 25 °C

Compuesto	Concentración (mg.L ⁻¹)	Presión osmótica kPa
NaCl	35 000	2 759
NaCl	1 000	75,86
NaHCO ₃	1 000	89,65
Na ₂ SO ₄	1 000	41,38
MgSO ₄	1 000	27,58
MgCl ₂	1 000	68,96
CaCl ₂	1 000	55,17
sacarosa	1 000	6,89
dextrosa	1 000	13,79

En el esquema de la figura 6.10 (2), se aprecia la diferencia de nivel entre la parte A y la B, por el paso del agua a través de la membrana semipermeable.

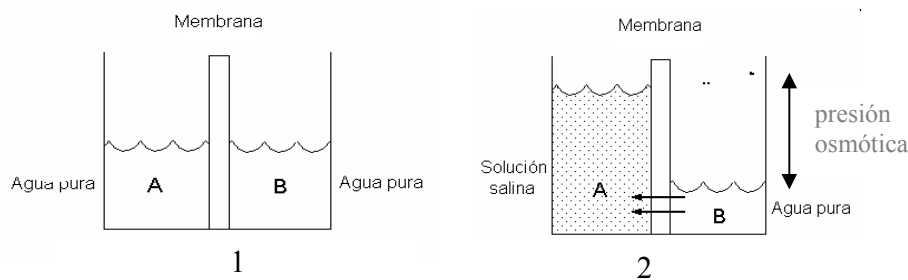


Figura 6.10. Proceso de ósmosis. La imagen de la izquierda ilustra el inicio del proceso. A la derecha, la condición de equilibrio. (1) agua fresca. (2) agua con soluto disuelto.

Cuando sobre la solución salina se aplica una presión hidrostática superior a la presión osmótica el agua circula en sentido inverso al anterior, fluyendo el agua de la parte más concentrada a la más diluida, quedando las sales retenidas en la membrana. Este fenómeno es el que se manifiesta en la ósmosis inversa. Figura 6.11. En la ósmosis inversa la membrana es permeable sólo a moléculas ligeras como la del agua.

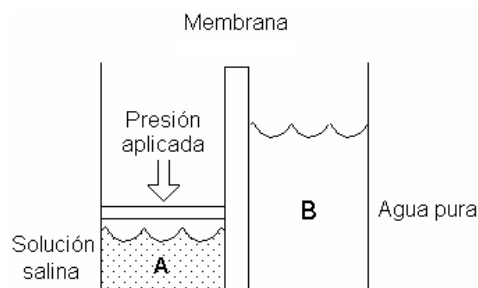


Figura 6.11. Ósmosis inversa. La presión aplicada es mayor que la presión osmótica

Una de las diferencias notables entre la ósmosis inversa y la electrodiálisis, es que en la primera el agua permea a través de la membrana, mientras que en la electrodiálisis quien se mueve a través de la membrana es el soluto.

El flujo a través de la membrana es directamente proporcional a la presión efectiva. Esto es, la diferencia entre la presión aplicada y la presión osmótica. En la práctica la presión de operación varía entre 2,4 y 10,3 MPa, con un intervalo típico comprendido entre 3,0 y 5,5 MPa.

La clave de la OI está en el arreglo de membranas que intercalan redes-canales de circulación entre capa y capa y finalmente convergen en el centro del sistema. Como hay un flujo de entrada y dos flujos de salida, al uno se le conoce como rechazo salino y al otro como flujo de perneado, y sus valores dependerán de la presión de entrada impuesta al sistema. Existen membranas especializadas para cada tipo de agua, desde agua de mar hasta aguas salobres.

Los equipos de ósmosis inversa industriales montan varios trenes o carros de membranas interconectadas entre sí, una bomba de alta presión, medidores de sólidos totales disueltos, pH y caudal. Existen equipos que se ubican en grandes salas debido a su enorme tamaño.

Tal como ya ha sido expresado, durante el proceso de ósmosis inversa, la corriente de entrada es separada en dos fracciones: una fracción purificada llamada agua producto o permeado y una fracción más pequeña denominada concentrado, que contiene la mayoría de las impurezas que estaban inicialmente en la alimentación. Una vez finalizado el paso del agua afluente, el volumen de concentrado es extraído de la celda que contiene la membrana. Después de permear la membrana, el agua producto (efluente) es almacenada y dispuesta para el uso previsto.

La presión osmótica viene dada por una ecuación muy similar a la conocida de los gases ideales,

$$\Delta p = nRT \quad \dots 6.16$$

donde

n: concentración molar del soluto

R: la constante universal de los gases

T: temperatura absoluta

El flujo de permeado (Q_w) es el flujo que pasa a través de la membrana por unidad de área de membrana y la unidad de tiempo. Depende, entre otros factores, de las características de la membrana y la diferencia de presión. Puede calcularse,

$$Q_w = A_m (\Delta P - \Delta p).S \quad \dots 6.17$$

donde

Q_w : flujo de permeado ($m^3 \cdot d^{-1}$)

Δp : presión osmótica

ΔP : presión a aplicar para vencer la presión osmótica

K_w : coeficiente de permeabilidad de la membrana

S: superficie activa de la membrana (m^2)

6.6.1.1 Permeabilidad

La permeabilidad es una característica de la membrana, asociada a la circulación del agua a través de ella, a una velocidad tal que el proceso de tratamiento resulte eficiente. Se define como el de permeado por unidad de área (S) de la membrana, a una presión, temperatura y salinidad determinadas, K_w : $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1} \cdot kPa^{-1}$

La permeabilidad del agua varía casi linealmente con la presión. Con 75 % de recobrado y presión mayor de 2,0 MPa puede obtenerse un rechazo de los sólidos disueltos totales de hasta 90 %. Existe una dependencia significativa de la presión sobre el rechazo. Pudiendo variar desde 90 % a 150 MPa hasta 20 % si la presión disminuye a 0,4 MPa

Las membranas semipermeables dejan pasar el agua y retienen entre el 90-99% de los elementos minerales disueltos; del 95-99% de los elementos orgánicos y el 100% de las materias coloidales más finas (bacterias, virus, sílice coloidal).

En la actualidad se comercializan dos tipos de membranas:

- Acetato de celulosa (mezcla del mono, di y triacetato), y se suelen utilizar en forma tubular, en forma plana arrollada en espiral y más recientemente en forma de fibras huecas. Puede ser hidrolizada por agentes químicos
- Membranas de poliamidas aromáticas, se fabrican en forma de fibras huecas, y son más resistentes a los agentes químicos y biológicos que las de acetato

Las membranas pueden experimentar algún tipo de deterioro químico. La hidrólisis de las membranas de acetato de celulosa constituyen un problema operacional importante. La hidrólisis de las membranas puede ser común cuando el agua de alimentación es muy ácida o alcalina, esto es, cuando el pH de la misma se aleja del intervalo recomendado por los fabricantes. Esta dificultad, y otras que pueden presentarse con las membranas pueden preverse y aplicar un pre-tratamiento al agua antes de introducirla en el sistema de membranas.

En la tabla 6.4 se resumen algunas de las características de ambos tipos de membrana.

Tabla 6.4. Características generales de membranas empleadas para ósmosis inversa

Condiciones	Poliamida aromática B-9 (fibras huecas)	Acetato de celulosa (espiral o fibras huecas)
Presión normal de funcionamiento.	2,8 MPa	3,0-4,2 MPa
Temperatura máxima de funcionamiento	35 °C	30 °C
pH tolerados	4 – 11	4,5 – 6,5
Hidrólisis	Insensible	Muy sensible
Ataque bacteriano	Insensible	Muy sensible
Duración	3 a 5 años	2 a 3 años

Conceptos importantes asociados a la ósmosis inversa son el de Recobrado y Rechazo de sal o especie.

6.6.1.2 Recuperación o recobrado (R)

El recobrado se define como el % del agua de alimentación que se convierte en agua producto. Dependiendo de la calidad del agua de alimentación y las propiedades de la membrana, los sistemas de ósmosis inversa operan a conversiones entre 15 a 80 %. La recuperación excesiva da como resultado incrustaciones de sales.

$$\% R = \frac{Q_p}{Q_f} 100 \quad \dots 6.18$$

donde:

Q_p : caudal del agua producto

Q_f : caudal de alimentación

6.6.1.3 Rechazo de sal

Esta es una característica de la membrana. Representa un indicador de la capacidad global de la membrana para rechazar componentes inorgánicos disueltos. Generalmente aumenta con la presión de operación.

$$\% RS = \frac{(1 - C_p)}{C_f} 100 \quad \dots 6.19$$

donde

RS: rechazo de las especies que se desean eliminar del agua

C_p : concentración de iones, sales o especies contenidas en el agua producto (perneado)

C_f : concentración en el agua de alimentación

Por supuesto que el rechazo de sales está relacionado con el paso de sales,

$$\% \text{ paso de sal} = 100 - \% \text{ RS} \quad \dots 6.20$$

6.6.2 Sistemas de ósmosis inversa

Para poder abordar un proyecto de tratamiento de agua por ósmosis inversa se hace necesario:

- Información detallada y precisa del agua a tratar
- Información sobre las condiciones de operación de la planta
- Diseño adecuado del proceso de pre-tratamiento
- Diseño de la planta acorde a los fines de cantidad y calidad del agua de interés.
- Establecimiento de las condiciones para una correcta operación y mantenimiento de la planta

Hay cuatro componentes importantes en una planta de OI. Ellos son:

1. Sistema de pre-tratamiento
2. Bomba de alta presión
3. Módulo de membranas
4. Sistema de post-tratamiento

6.6.2.1 Sistema de pre-tratamiento

Tal como ya ha sido mencionado, el agua de alimentación a los procesos de membrana ha de cumplir determinados requerimientos. El pre-tratamiento es el conjunto de procesos físico-químicos, que es preciso realizar con el agua de alimentación de una planta de ósmosis inversa (OI) para que satisfaga las condiciones establecidas por el fabricante de las membranas con el objetivo de lograr el máximo rendimiento y duración de las mismas.

El pre-tratamiento se requiere para prevenir el ensuciamiento, las incrustaciones, y aún el ataque químico o microbiano a las membranas y la consecuente obstrucción del sistema o deterioro irreversible de las membranas. Compuestos tales como el fenol y el cloro pueden afectar la membrana y deben ser eliminados.

El pre-tratamiento depende de la calidad y cantidad del agua que se alimentará al proceso de OI, el tipo de membrana y su configuración. Para garantizar la cantidad de permeado y la retención de sal por largos períodos se hace necesario un pre-tratamiento extenso del agua que va a ser alimentada al módulo de membranas.

El agua de alimentación debe ser analizada antes de proponer cualquier tipo de pre-tratamiento. Los análisis deben incluir la fuente de abasto, volumen de agua, turbiedad, color, temperatura, (máxima, mínima, promedio), pH, conductividad

eléctrica, y toda clase de compuestos en suspensión y disueltos, incluyendo análisis microbiológicos.

Una medida de la importancia que tiene el pre-tratamiento la da el hecho de que su costo puede llegar a ser hasta el 60-65% del costo capital del proceso total, y alrededor del 30 % del costo de instalación total.

Entre los métodos de pre-tratamiento más comunes se encuentran:

Ablandamiento

Eliminación de Fe y Mn

Reducción de alcalinidad

Filtración

Esterilización

Sólidos suspendidos. Las partículas más grandes (5 – 30 μm) deben ser eliminadas para prevenir el bloqueo de la membrana. Para ello suelen utilizarse filtros de arena. En caso de ser insuficiente la filtración a través de arena, pueden instalarse a continuación de filtros de cartucho.

6.6.2.2 Bomba de alta presión

La función de este componente es bombear la alimentación dotándola de una presión lo suficientemente alta para que la ósmosis inversa tenga lugar. La presión de operación requerida puede ser hasta tres veces el valor de la presión osmótica (dependiendo de las resistencias y pérdidas en la trayectoria del flujo). Las bombas de alta presión, constituyen una de las partes más importantes del equipo, ya que es el único elemento mecánico en movimiento permanente, el cual determina el mantenimiento del equipo y el costo del m^3 de agua tratada en función de la energía eléctrica consumida. Se emplean bombas centrífugas o las de desplazamiento positivo.

6.6.2.3 Módulos de membranas

El agua de alimentación presurizada por la bomba de alta presión entra en los módulos de membranas.

Una característica esencial en un módulo de OI es que los canales por los que circula la disolución de alimentación estén perfectamente sellados con respecto a los canales por los que circula el agua producto.

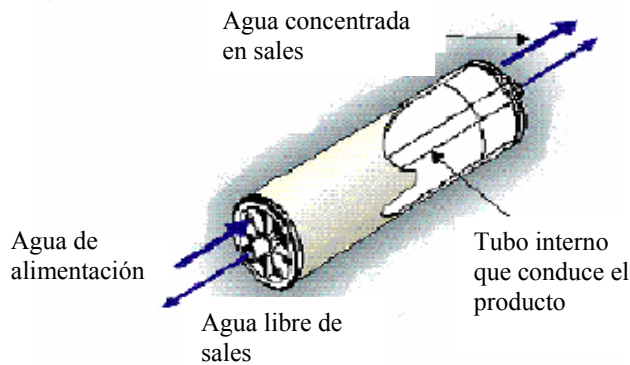


Figura 6.12. Esquema de módulo de membrana para ósmosis inversa

6.6.2.4 Sistema de post-tratamiento

El post-tratamiento no siempre es necesario depende de la calidad del agua producto (permeado) que se obtenga y del uso al que está destinado. Tienen como objetivo completar los procesos de membrana, dejándola lista para su uso. Algunos de los procedimientos más usuales son:

- Desgasificación (despojamiento de CO_2 y H_2S que confieren acidez al permeado)
- Ajuste de pH
- Ajuste de dureza
- Filtración y esterilización
- Control de color, olor y sabor

6.6.3 Arreglos de los módulos para la ósmosis inversa

Existen dos tipos de arreglo: de simple pase y de doble pase, pudiendo combinarse elementos en serie y paralelo para acomodar los flujos deseados de alimentación y producto y obtener así la máxima recuperación (ver figura 4.3).

Simple pase

En el arreglo de simple pase, el agua producto pasa a través de la membrana una sola vez. En este tipo de arreglo puede ser:

- simple pase con aprovechamiento de rechazo
- simple pase en paralelo
- simple paso en serie

Simple pase con aprovechamiento de rechazo. Consiste en alimentar a un primer grupo de módulos en paralelo y con el rechazo obtenido alimentar a un segundo grupo de módulos. Este último tiene menos módulos que el primero para evitar bajos caudales en los mismos. Se logran mayores valores de recobrado que los que se obtienen en las disposiciones paralelo y serie. Figura 6.13

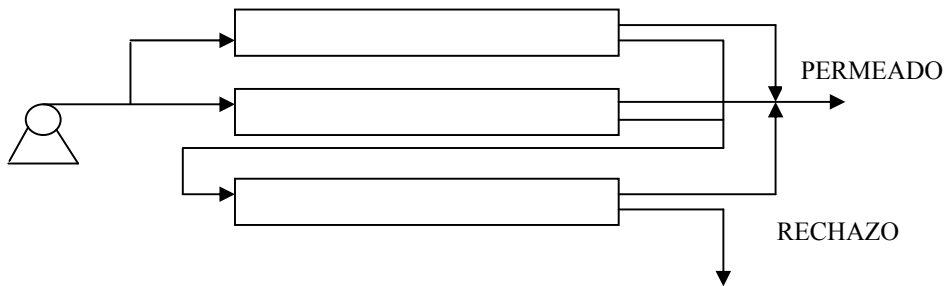


Figura 6.13. Simple paso con aprovechamiento de rechazo.

Simple pase en paralelo. En esta disposición dos o más módulos son colocados en paralelo de manera que reciben el mismo caudal de alimentación y a la misma presión. El permeado que se obtiene de cada módulo, al igual que el rechazo, se mezcla en una conexión común. Esta disposición es útil cuando no se desea incrementar mucho la salinidad del rechazo con respecto a la salinidad de la alimentación. Figura 6.14.

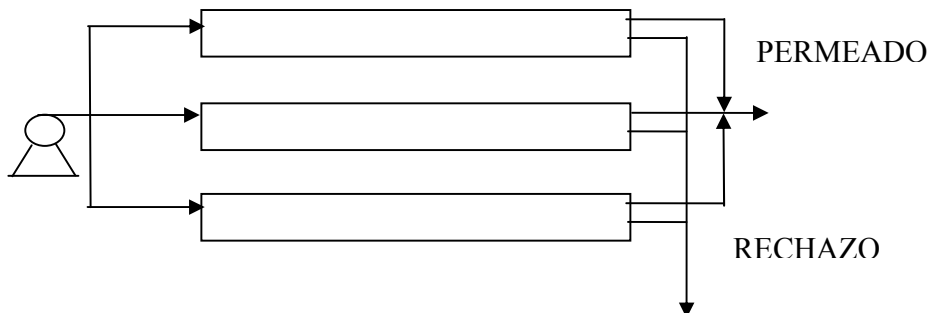


Figura 6.14. Simple pase en paralelo.

Simple paso en serie. En este arreglo se alimenta el primer módulo con la bomba de alta presión, el segundo con el rechazo del primero, y así sucesivamente. En la medida que el rechazo del primer módulo se convierte en la alimentación del siguiente, la salinidad del agua se va incrementando, por lo que no se debe sobrepasar el valor de máxima salinidad recomendado por el fabricante para evitar la formación de incrustaciones en las membranas. Esta disposición se utiliza fundamentalmente cuando la salinidad del agua de alimentación no es elevada. Figura 6.15.

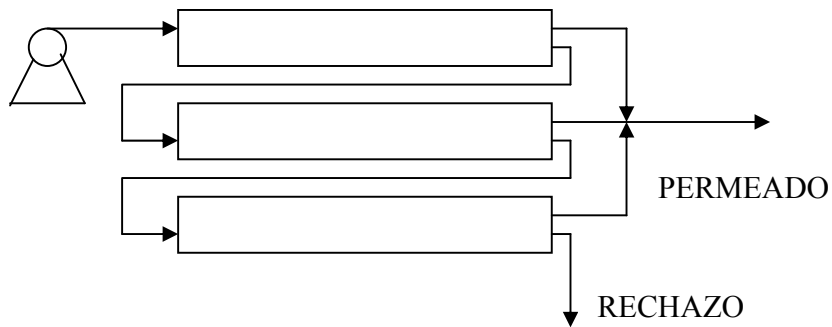


Figura 6.15. Simple pase en serie.

Doble pase. El arreglo de doble pase, es el tipo más usado para obtener aguas de alta pureza. En este caso el agua de alimentación de la segunda etapa es el permeado de la primera; el concentrado de esta última se elimina y el de la segunda se recircula, uniéndolo a la alimentación de la primera etapa. Se utiliza cuando se requiere un producto de mucha calidad. Es también un arreglo típico para desalar agua de mar. Figura 6.16.

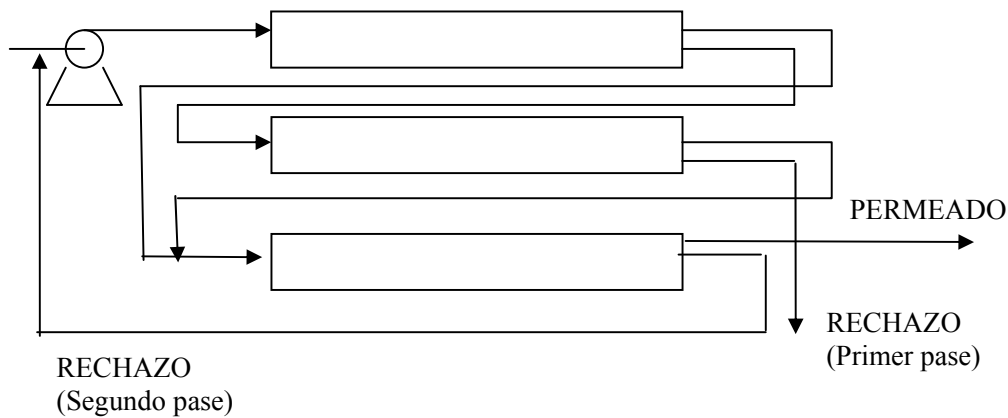


Figura 6.16. Doble pase

BIBLIOGRAFÍA

1. Aplicaciones de los Intercambiadores Iónicos en la Industria. (2008). En: http://www.tecnociencia.es/especiales/intercambio_ionico/aplicaciones.htm.
2. Desmineralización por Ósmosis Inversa. Manual Técnico de Operación y Consulta. (2009). AQUA PRODUCT. Sistemas de Tratamiento de Agua, Efluentes y Afines. En: http://www.mincetur.gob.pe/newweb/Portals/0/Turismo/Gestion%20Ambiental/pdfs/EIA%20San%20Agustin/Anexos/b_013_EIA-sd_SAN_AGUSTIN-Anexo13.pdf
3. Iborra Clar, I. y J. A. Mendoza Roca (2010). **Reutilización y Reciclaje de Efluentes Líquidos**. Grupo de I+D+i de Procesos de Membranas, Tratamiento de Efluentes y Optimización (GRUPO PROMETEO). ISIRYM. Universidad Politécnica de Valencia
4. Johnson, G, L. Stowell, y M. Monroe. (2006). Tratamiento VSEP de Rechazo de Osmosis desde el agua salobre Subterránea. Una comparación de Métodos del Tratamiento Convencionales y los de VSEP, un Sistema de Filtración por Membranas Vibratorias. Conferencia El Paso desalinización, 15-17 de Marzo, El Paso Texas. En: <http://www.vsep.com/local/spanish/Estudio-de-Caso-Rechazo-de-OI.pdf>
5. Resinas Intercambiadoras de iones. En: <http://www.oocities.org/edrochac/sanitaria/resinas.htm>
6. Universidad de Oviedo. Determinación de la Dureza de un Agua. (2008) En: <http://www.uniovi.es/QFAnalitica/trans/ExpquimDimas/ PRACT 4 Dureza del Agua.pdf>.
7. Tipos de resinas de intercambio iónico. Desmineralizadores. En: <http://www.desmineralizadores.com/tipos.html>.
8. YAMITELI . Filtration and Water Treatment. Membranas y Sistemas de Osmosis Inversa. En: <http://www.yamit-f.com/spanish/Reverse-Osmosis-Systems.asp>
9. Weber, W.J. (1972). Physicochemical Processes for Water Quality Control. Wiley-Interscience

CAPÍTULO 7

CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

7.1 Introducción

Las aguas residuales se generan producto de la utilización del agua con diferentes propósitos. Como consecuencia de este uso, el agua incorpora compuestos en suspensión y disueltos que modifican sus propiedades originales. Dependiendo de su procedencia, las aguas residuales presentan características muy diferentes. Particularmente puede existir una diferencia notable entre las aguas residuales urbanas o domésticas, producto del uso del agua en viviendas y comercios, y las aguas residuales industriales, procedentes de instalaciones fabriles. Entre estas últimas la diversidad es muy acusada, ya que la alteración de propiedades del agua resultante del uso industrial puede variar entre contaminación puramente física, como ocurre por ejemplo en la contaminación térmica que presentan las aguas de refrigeración, hasta contaminación bioquímica de gran complejidad como es el caso de las aguas que reciben efluentes de industrias farmacéuticas o químicas.

Las aguas residuales plantean una amenaza para el medioambiente, debido a que modifican las condiciones originales del medio natural donde se produce su descarga. La importancia de esta amenaza depende de las propiedades de estas aguas, es decir, su composición y volumen. Por tanto, antes de seleccionar un método de tratamiento, el primer paso consiste en conocer lo mejor posible las características del agua residual a tratar.

Las aguas residuales tienen origen muy diverso, y por lo tanto es diversa su composición, sobre todo cuando son de naturaleza orgánica. Aún cuando pudiera interesar conocer los diferentes compuestos contenidos en ella, esto puede ser complejo y en definitiva la mayoría de las veces de poco interés práctico. La contaminación orgánica de un agua residual comúnmente se mide a través de parámetros globales, más que determinando contaminantes individuales.

7.2 Estimación del contenido de compuestos orgánicos

Los métodos de medida de la contaminación orgánica pueden clasificarse según los siguientes tipos de parámetros:

- a) Métodos que determinan demanda de oxígeno:
 - Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)
 - Demanda Química de Oxígeno (DQO)
 - Demanda Teórica de Oxígeno (DTO)

b) Métodos que determinan contenido en carbono:
Carbono Orgánico Total (COT)

La DBO brinda una medida del carbono orgánico biodegradable y, bajo determinadas condiciones, del nitrógeno oxidable presente en una muestra

Por su parte, la DQO proporciona información del contenido no sólo del carbono orgánico contenido en una muestra, sino del conjunto de compuestos que pueden ser oxidados químicamente. El mejor método para determinar la DQO es aquél que arroja valores iguales o cercanos a la DTO. Actualmente este método es el estándar del dicromato, que utiliza una solución de dicromato de potasio cuya concentración molar de equivalente es 0,25, en 50 % de ácido sulfúrico. Bajo estas condiciones, con sulfato de plata como catalizador, la mayoría de los compuestos orgánicos son oxidados entre un 90 y 100 %, con excepción del carbono que forma parte de algunos compuestos aromáticos como el benceno, que no se oxidan totalmente.

Considerando que la prueba de DQO implica un proceso de oxidación-reducción, otros compuestos reductores presentes en la muestra, tales como cloruros, sulfuros y el hierro II, también son oxidados y reportados como DQO a menos que sean eliminados previamente como sustancias que producen interferencia en el análisis.

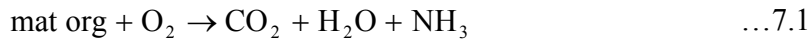
La prueba de COT determina todo el carbono contenido en la muestra, como CO_2 . Por lo tanto el resultado que se obtiene refleja, además del carbono orgánico, el inorgánico, como el debido al CO_2 y a los HCO_3^- , presentes en la muestra.

7.2.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno

Este parámetro se utiliza para tener una medida del oxígeno consumido por microorganismos aerobios organotróficos en la degradación de los compuestos orgánicos biodegradables.

Su estimación analítica depende de muchos factores, por lo que la interpretación de los resultados obtenidos en su determinación debe utilizarse con mucho cuidado. Es necesario interpretar cuidadosamente los resultados de la DBO y sobre todo, complementarlos con otros parámetros más fiables, aunque no midan lo mismo, como pueden ser la DQO y el COT.

La DBO es, por definición, el oxígeno requerido para la estabilización de los compuestos orgánicos degradables presentes en una muestra, después de 5 días de incubación a 20°C (representada abreviadamente como DBO_5). La degradación (oxidación) de los compuestos orgánicos es producida por bacterias heterótrofas. La DBO_5 no es toda la Demanda Bioquímica de Oxígeno. Para aguas residuales municipales, 5 días es el tiempo en el que se oxida aproximadamente entre el 60 y 70% de la materia orgánica contenida en el agua residual.



La reacción de degradación de la materia orgánica involucrada en el proceso de biooxidación es considerada comúnmente como de primer orden:

$$\frac{dL}{dt} = -K L \quad \dots 7.2$$

que integra como

$$L_t = L_0 e^{-Kt} \quad \dots 7.3$$

donde

L_t :demanda de oxígeno remanente (no satisfecha), en el tiempo t , mg.L^{-1}

L_0 : oxígeno necesario para estabilizar todo el contenido de compuestos orgánicos biodegradables presentes, mg.L^{-1}

K : constante velocidad de reacción, t^{-1}

t : tiempo, d

El valor de L_0 también se conoce como Demanda Bioquímica de Oxígeno Última (DBO_u), y representa, al menos teóricamente, el oxígeno necesario (mg.L^{-1}) por los microorganismos para degradar toda la materia orgánica degradable contenida en el agua residual.

Convencionalmente, cuando se reportan valores de DBO , excepto que se aclare otra cosa, se hace sobre la base de demanda satisfecha para un tiempo dado, o sea, la demanda total (L_0), menos la remanente, (L) en ese tiempo.

De esta manera, la demanda satisfecha se calcula,

$$Y = L_0 - L_t \quad \dots 7.4$$

o sea,

$$Y = L_0 (1 - e^{-Kt}) \quad \dots 7.5$$

la ecuación 7,5 puede expresarse también,

$$Y = L_0 (1 - 10^{-kt}) \quad \dots 7.6$$

$$\text{donde } k = \frac{K}{2,3} \quad \dots 7.7$$

Tal como ya fue aclarado, la DBO a la que comúnmente se hace referencia cuando se dice, por ejemplo, que la $DBO_{5, 20^{\circ}C}$ de un agua residual tiene un valor dado, es a la DBO_5 satisfecha (ecuación 7.6).

Estas ecuaciones describen los lugares geométricos representados en la figura 7.1.

Como toda constante cinética, el valor de la constante k de oxidación de la materia orgánica depende de la temperatura. Esta dependencia se refleja en una ecuación aproximada de la relación de Van't Hoff-Arrhenius,

$$k_T = k_{20} \theta^{T-20} \quad \dots 7.8$$

donde

k_t : el valor de constante que se desea calcular a la temperatura T °C

k_{20} : el valor de la constante a la temperatura estándar de 20 °C

El valor de θ comúnmente es tomado como 1,047. En realidad este valor depende del tipo de residual, por lo que siempre que sea posible, debe estimarse a escala de laboratorio.

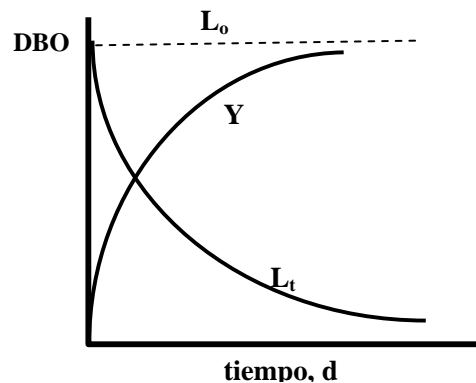


Figura 7.1. Variación en el tiempo de la DBO: L_t : DBO remanente; Y : DBO satisfecha, e igual a $Y = L_0 (1 - 10^{-kt})$

Para una mejor interpretación de los valores de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ obtenida en aguas residuales industriales, hay algunos factores importantes que deben ser considerados:

1. Puesto que el consumo de oxígeno se lleva a cabo por bacterias, si el agua residual contiene cualquier tipo de compuesto tóxico que inhiba su actividad o provoque su muerte, los resultados del ensayo de la DBO no reflejarán la realidad
2. En ocasiones es necesario un tiempo de aclimatación de las bacterias al agua residual antes de que comience la estabilización de la materia orgánica y, por tanto, el consumo de oxígeno. Si esto ocurre, el consumo de oxígeno disuelto medido al cabo de cinco días dará valores inferiores a los necesarios para la estabilización de la muestra.

Un agua residual cruda comúnmente presenta un valor de k que puede variar entre

0,07 y 0,12 d^{-1} . Para aguas residuales municipales normalmente se admite como valor medio de k el de 0,10 d^{-1} . En estos casos, la relación DBO_5/DBO_u es de 0,68.

Un agua efluente de un tratamiento biológico de alta calidad puede presentar valores de k comprendidos entre 0,03 y 0,04 d^{-1} , reflejando así que los compuestos más fácilmente biodegradables han sido oxidados.

Para aguas residuales municipales las concentraciones en DBO_5 varían generalmente de 200 a 400 $mg.L^{-1}$. Los valores más altos se encuentran en las ciudades de pocos habitantes y los más bajos en las grandes ciudades.

La base de cualquier estimación de DBO debe ser en realidad la DBO_u , y no la DBO_5 . No obstante, el hecho de que lo más común sea el tratamiento de residuales municipales, y que la relación DBO_5/DBO_u generalmente se acepta como 0,68, la experiencia de los proyectistas en ese tipo de aguas residuales, les permite elaborar los proyectos sobre la base de DBO_5 . Sin embargo, las aguas residuales industriales presentan mayor variabilidad en su composición y por lo tanto en el valor de k . En este caso la relación DBO_5/DBO_u se mueve en un intervalo más amplio que en el de los residuales municipales. Esto hace necesario que, cuando no se conozcan bien las características de la cinética de la biodegradabilidad de un agua residual, sea necesario determinar el valor de la DBO_u .

Desde el punto de vista práctico, en general se puede considerar que la $DBO_{21 d}$ o la $DBO_{28 d}$ pueden representar la DBO última, con un margen de error de un 1 %. O sea, que la relación DBO_{21}/DBO_u tiene un valor cercano a 0,99. Pero no hay dudas que necesitar 21 días de incubación es un período demasiado largo para medidas de rutina, incluso muchas veces resulta difícil esperar tanto tiempo. Existen métodos experimentales establecidos que permiten relacionar los valores de DBO_5 , DBO_u y k en pruebas de laboratorio.

7.2.1.1 Cálculo de DBO_u y k

Hoy día, aprovechando las posibilidades que nos ofrecen las computadoras personales, existen herramientas de cálculo que permiten estimar los parámetros k y L_0 , tal es el caso de la herramienta SOLVER de Excel. Los procedimientos tradicionales usualmente seguidos cuando se necesita conocer el valor de la DBO_u (L_0), el de k , o ambos, es determinarlos, también a partir de una serie de medidas de DBO en función del tiempo.

Existen varias maneras clásicas de determinar k y L_0 , entre ellas está hacerlo empleando los métodos de:

- mínimos cuadrados o método de Theriault
- Thomas o de las pendientes
- Los momentos
- Logarítmico
- Rhame

En la tabla 7.1 se ofrecen, a modo de comparación valores de L_0 y k para residuales provenientes de una tenería, estimados por diferentes métodos

Tabla 7.1. Valores de k y L_0 de residuales teneros calculados por diferentes métodos

Método	k (d^{-1})	L_0 ($mg L^{-1}$)
Mínimos cuadrados	0,113	4 600
Métodos de Thomas	0,174	4 400
Método de los momentos	0,204	4 205
Logarítmico	0,139	5 200
Método de Rhame	0,210	4 450

A continuación, a modo de ejemplo, se describe el Método de Thomas.

Método de Thomas para el cálculo de k y L_0

La dificultad en la estimación de k y L_0 radica en el hecho de que la expresión que relaciona estos parámetros es una función exponencial ($y = L_0 (1 - 10^{-kt})$).

La ecuación a la que llega Thomas en el desarrollo del método es,

$$\left(\frac{t}{y}\right)^{1/3} = \left(\frac{1}{2,3 k L_0}\right)^{1/3} + \left[\frac{(2,3 k)^{2/3}}{6 L_0^{1/3}}\right] t \quad \dots 7.9$$

donde

$$y = 2,3 L_0 k t \left(1 + \frac{2,3}{6} k t\right)^{-3}$$

La ecuación 7.9 representa una recta, con pendiente, $S = \frac{(2,3 k)^{2/3}}{6 L_0^{1/3}}$

e intercepto $I = \left(\frac{1}{2,3 k L_0}\right)^{1/3}$.

Los valores de k y L_0 son respectivamente,

$$k = 2,61 \frac{S}{I} \quad (k \text{ en base } 10) \quad \dots 7.10$$

$$L_0 = \frac{1}{2,3 k I^3} \quad \dots 7.11$$

El procedimiento del método de Thomas consiste en:

1. Construir una tabla con columnas que contengan t_i , y_i , t_i/y_i , $\left(t_i/y_i\right)^{1/3}$
2. Graficar $\left(t_i/y_i\right)^{1/3}$ vs t y trazar la recta de mejor ajuste
3. Obtener la pendiente y el intercepto y usar las ecuaciones 7.10 y 7.11 para obtener k y L_0 respectivamente

Ejemplo 7.1

Dados los datos de la tabla, hallar los valores de k y L_0 mediante el método de Thomas.

Valores de DBO de una muestra a diferentes tiempos

Tiempo (d)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
DBO (mgL ⁻¹) (y)	190	306	360	438	500	490	510	500	524	542
$t/y \cdot 10^4$	53	65	83	91	100	122	137	160	172	184
$\left(t/y\right)^{1/3}$	0,174	0,187	0,203	0,209	0,215	0,230	0,239	0,252	0,258	0,264

Solución

A partir de la tabla anterior se hacen los cálculos correspondientes a t/y y $\left(t/y\right)^{1/3}$ para construir la siguiente tabla

Tiempo (d)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$t/y \cdot 10^4$	53	65	83	91	100	122	137	160	172	184
$\left(t/y\right)^{1/3}$	0,174	0,187	0,203	0,209	0,215	0,230	0,239	0,252	0,258	0,264

Graficando (y) vs $\left(\frac{t}{y}\right)^{1/3}$ se obtiene la recta de la figura 7.2

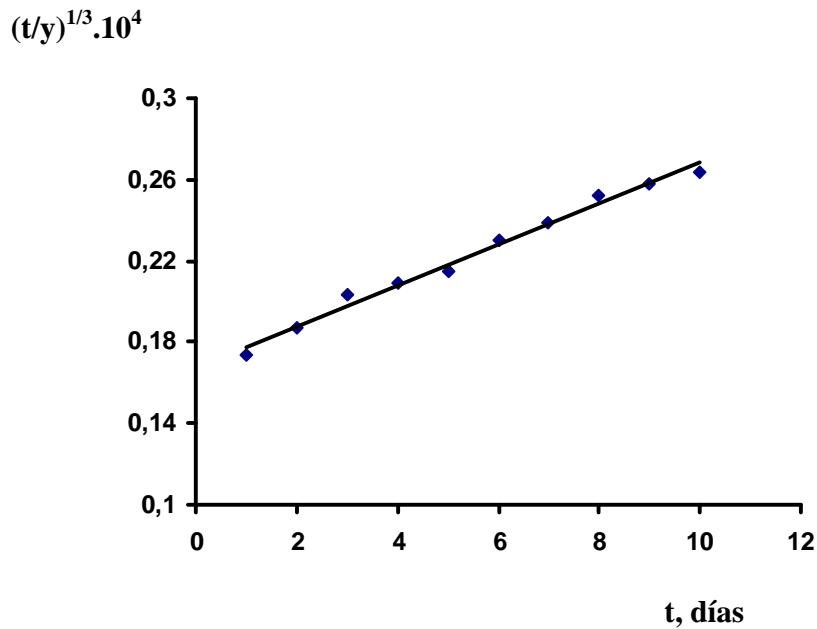


Figura 7.2 Cálculo de k y L_0 . Método de Thomas

Pendiente = $S = 0,0084$

$r^2 = 0,928$

$$k = 2,61 \frac{0,0084}{0,1739}$$

$k = 0,126$

Intercepto = $I = 0,1739$

$$L_0 = \frac{1}{2,3 k I^3} = 656$$

$L_0 = 656$

Aplicando la herramienta Solver mencionada anteriormente, los resultados que se obtienen para este mismo ejemplo son:

$k = 0,18 \text{ d}^{-1}$ y $L_0 = 539 \text{ mg.L}^{-1}$

En la figura 7.3 se comparan los resultados experimentales y las predicciones de DBO vs t obtenidas aplicando la herramienta Solver y el modelo de Thomas

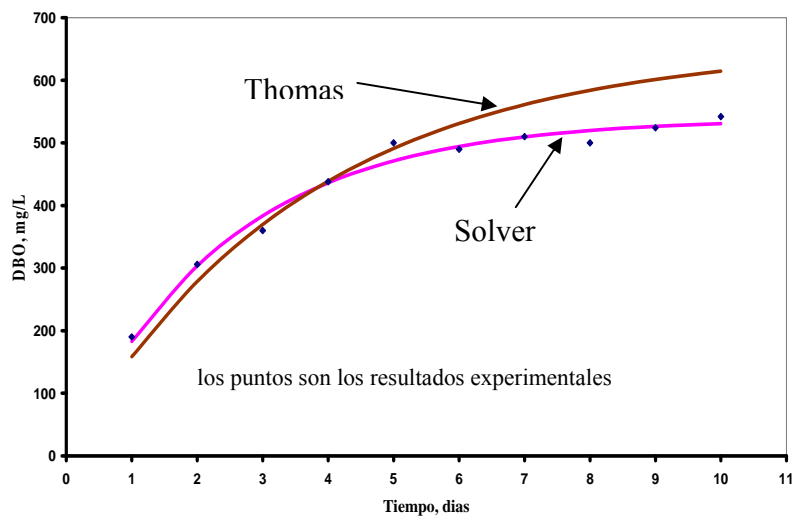


Figura 7.3 .Comparación entre los resultados experimentales y las predicciones obtenidas aplicando Solver y el modelo de Thomas

Según se aprecia en la figura 7.3, hay mejor ajuste en la solución con SOLVER que aplicando el Método de Thomas.

2.7.1.2 Curva real de la DBO

Una curva de DBO es en realidad mucho más compleja que la resultante de la ecuación 7.6 que se corresponde a una reacción de primer orden. En realidad, la curva de DBO es la resultante de dos reacciones principales:

- i) oxígeno consumido en la síntesis bacteriana a partir de la materia orgánica degradable. Generalmente se completa en 1 ó 2 días.
- ii) oxígeno consumido en la respiración endógena una vez consumido el sustrato (Los fundamentos de este mecanismo son tratados en el epígrafe de Principios de la Oxidación Biológica)

Normalmente, entre las dos reacciones hay una cierta parada, y así la curva presenta una «pausa». La duración de la pausa y, algunas veces su ausencia, dependen de determinados factores: tipo y concentración de las bacterias en el agua, concentración de la materia orgánica, presencia de inhibidores, pH, entre otros.

En la figura 7.4 se aprecia que la curva real difiere considerablemente de la representada por la curva teórica de primer orden.

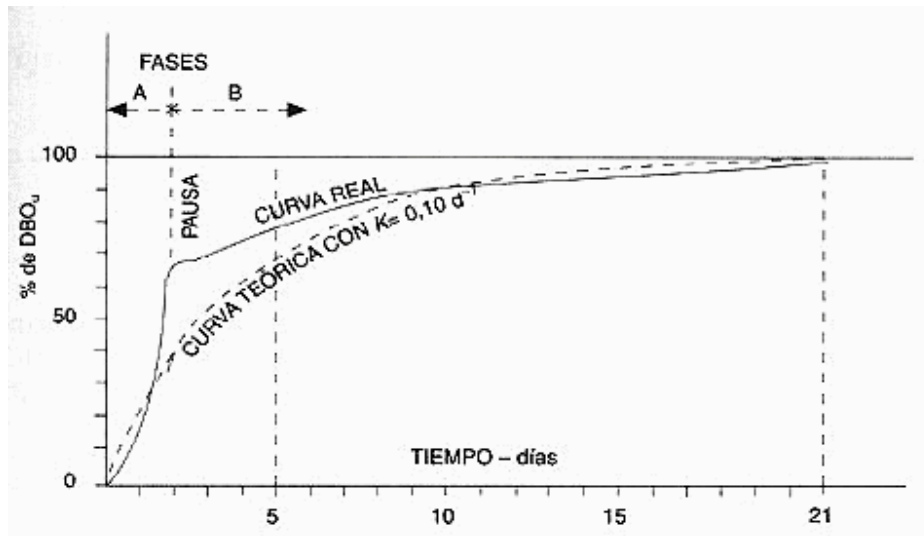


Figura 7.4 Curva real y curva teórica de DBO

Durante la degradación de los compuestos orgánicos complejos (aminoácidos, proteínas, grasas) pueden producirse compuestos no carbonosos, como el amoníaco. Figura 7.5.

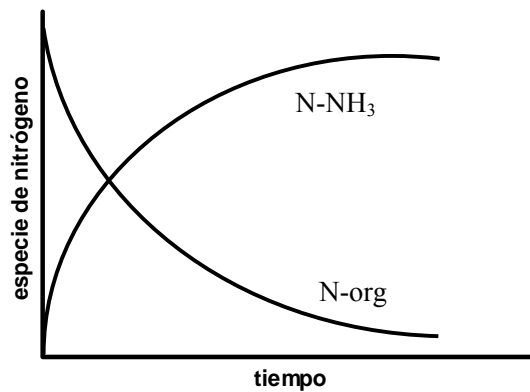
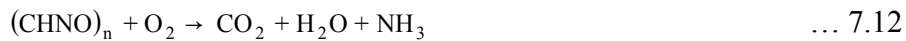
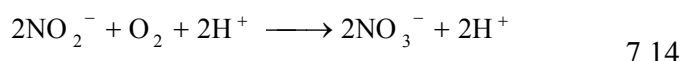
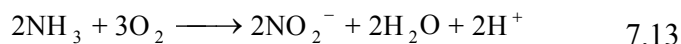


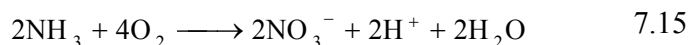
Figura 7.5. Transformación del nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal

Tener presente la transformación del nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal reviste importancia porque puede ocurrir que el agua residual objeto de análisis contenga bacterias nitrificantes, que no degradan la materia orgánica, pero oxidan diferentes formas del nitrógeno inorgánico, con el consiguiente consumo de oxígeno (fenómeno este denominado nitrificación), por lo que, si lo que se desea es medir el consumo de oxígeno para la

oxidación de los compuestos orgánicos presentes en la muestra, se falsean los resultados. En las siguientes ecuaciones se muestra la estequiometría del proceso de nitrificación.



Siendo la reacción total :



Los efluentes de los procesos de tratamientos biológicos aerobios de aguas residuales, generalmente contienen bacterias nitrificantes. Por esta razón cuando se analiza la DBO a estos efluentes debe adicionarse algún compuesto que inhiba la nitrificación. El compuesto más comúnmente utilizado para inhibir el crecimiento de organismos nitrificantes es el alilthiourea (ATU).

Cuando estos tipos de bacterias están presentes, la curva de la DBO puede mostrar un comportamiento similar al representado en la figura 7.6

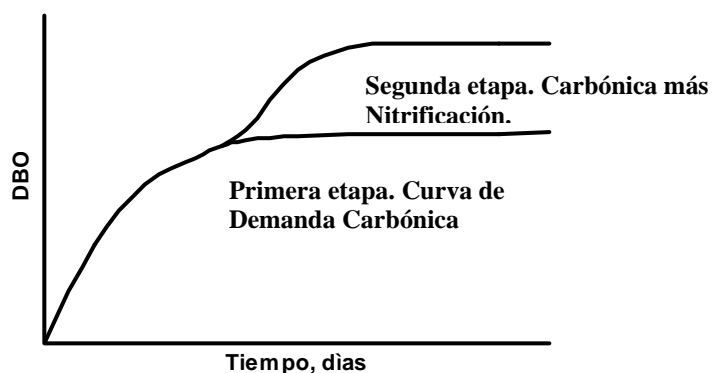


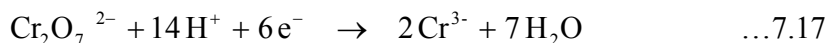
Figura 7.6 Efecto de la nitrificación sobre la DBO

Se observa que de estar presente el fenómeno de la nitrificación, la DBO hallada resultará mayor que la que corresponde a la degradación de la materia orgánica, lo cual introduce un error por exceso con respecto a lo deseado.

La nitrificación es favorecida por la elevación de temperatura y, algunas veces, por una menor carga de contaminación orgánica, sobre todo en las grandes ciudades.

7.5.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Como ya fue comentado, la DQO se mide a través de una reacción de oxidación-reducción en la que se emplea dicromato de potasio como oxidante, en un medio fuertemente ácido. Se traduce por tanto en una oxidación química, pero no biológica:



Por su relación con la DBO, la DQO permite una estimación rápida de la degradabilidad del agua residual, a partir de determinar la relación entre DQO y DBO.

Aún cuando la DQO se determina través de un análisis relativamente sencillo, no es precisamente un buen método para estimar el contenido de materia orgánica, debido a la interferencia que ofrecen algunos compuestos inorgánicos reductores presentes en el agua residual que también son oxidados por el dicromato. Un ejemplo muy común de este fenómeno, es la presencia de cloruros en las aguas residuales. Los cloruros consumen dicromato al oxidarse.

Existen compuestos orgánicos biodegradables que sin embargo no se reflejan a través de la DQO porque no son oxidados o lo son solo parcialmente cuando se utiliza el método estándar del dicromato con dos horas de reflujo. Esto se ha comprobado en algunas bases fuertes nitrogenadas como las metilaminas, etilaminas, piridinas y sus derivados. Tabla 7.2.

Tabla 7.2 Algunos compuestos parcialmente oxidables por el dicromato en medio ácido

Compuesto	% de oxidación química	Compuesto	% de oxidación química
Metilamina	3,7	Etilamina	36,1
Dimetilamina	1,9	Dietilamina	27,8
Trimetilamina	5,2	Trietilamina	37,4
Piridina	4,4		
metil piridina	30,0	2,4 dimetilpiridina	58,0
3 metil piridina	27,8	2,4,6 trimetilpiridina	85,2

Otras bases heterocíclicas nitrogenadas como la quinolina, pirol, pirolidina, indol, inidiazol, purina y pirimidina, son oxidadas fácil y completamente.

Marais, de la Universidad de Cape Town, en Sudáfrica, desarrolló un método, no muy difundido, para estimar lo que él llamó DQO degradable. Básicamente consiste en introducir la muestra que se desea analizar en una planta piloto de lodos activados. La diferencia entre la DQO de entrada (afluente) y la de salida (efluente) da el valor de la DQO degradable.

7.8 Relación DBO y DQO

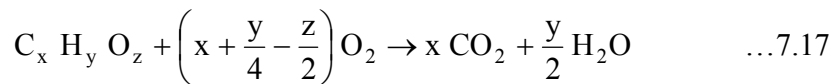
Es generalmente aceptado que para considerar que un agua residual sea completamente degradable, la relación DBO_u/DQO debe tener un valor igual o muy cercano a 0,9.

Otra relación práctica considera que un agua residual es no biodegradable a los fines prácticos, y por lo tanto no se aconseja utilizar un tratamiento biológico en su depuración, cuando su relación DBO₅/DQO es menor de 0,5.

En general, cuando no se trata de materia completamente degradable, por ejemplo en el caso de un agua residual urbana, aproximadamente el 70% de la DQO lo produce la materia orgánica degradable, y el 30% restante los inertes.

7.9 Demanda Teórica de Oxígeno (DTO)

Cualquier compuesto orgánico teóricamente puede ser oxidado hasta la obtención final de productos estables como H₂O, CO₂, NH₃ y SO₄²⁻. La cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación se denomina Demanda Teórica de Oxígeno (DTO). La DTO puede ser calculada considerando las relaciones estequiométricas:

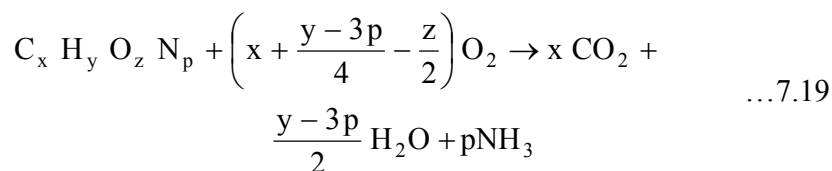


$$DTO = \frac{(4x + y - 2z)8}{MM} \quad \dots 7.18$$

donde

MM: Masa molecular del compuesto

La DTO es normalmente asociada al oxígeno para oxidar la materia orgánica, pero no el nitrógeno contenido en ella. Por lo tanto, para compuestos que contienen nitrógeno en su estructura, la ecuación para la DTO sólo considera la formación de NH₃ y no su posterior oxidación,



$$DTO = \frac{(4x + y - 3p - 2z)8}{MM} \quad \dots 7.20$$

7.10 Carbono Orgánico Total (COT)

Como indica su nombre, el carbono orgánico total de un agua es el contenido de carbono de la misma como consecuencia de la presencia de compuestos orgánicos. Si lo que se quiere medir es el contenido de carbono de la muestra, la determinación del COT es un método más riguroso que la DQO.

La relación entre el COT y la DQO depende de la composición del agua, en particular de la presencia de compuestos difícilmente oxidables por vía biológica o química, así como de la presencia de sustancias inorgánicas reductoras. Para aguas residuales industriales es difícil establecer una correlación general o única entre el COT y la DQO, debido a la considerable variación en la composición química. Pero, para aguas residuales que sean sólo de origen doméstico, se tienen correlaciones relativamente buenas como la siguiente:

$$DBO_5 = 1,87 \cdot COT - 17 \quad \dots 7.21$$

En la figura 2.10 se muestra un equipo con el que puede medirse el carbono total contenido en un agua. Para medir únicamente el carbono orgánico, se debe eliminar el carbono mineral (CO_2 y HCO_3^-) mediante un pretratamiento. Si la determinación es instrumental, se obtienen medidas de carbono total y carbono mineral, y por diferencia se calcula la medida del COT.



Figura 7.10 Equipo para determinar COT. Líquidos y sólidos

7.11 Sólidos

El conocimiento del contenido de sólidos, disueltos y suspendidos, fijos y volátiles, de un agua residual, es importante a la hora de caracterizar la misma y considerar el procedimiento de depuración correspondiente.

Cuando se habla de sólidos totales contenidos en un residual se está haciendo referencia a la materia que permanece como residuo después de evaporar una muestra y secarla en estufa a $103^\circ C$ durante 2 horas o hasta peso constante.

Los sólidos totales (ST) pueden ser clasificados en:

- Sólidos suspendidos totales (SST)
- Sólidos disueltos totales (SDT)

Teniendo en cuenta que los sólidos totales (ST) pueden ser de naturaleza orgánica o inorgánica, también pueden clasificarse en:

- Sólidos totales volátiles (STV). Indican presencia de materia orgánica
- Sólidos totales fijos (STF). Indican presencia de materia inorgánica

Los sólidos totales fijos se determinan después de llevar la mufla a 600 °C durante 1 hora el sólido seco obtenido en la estufa. Los totales volátiles se calculan a partir de la diferencia entre los sólidos totales y los totales fijos.

Por último, en los sólidos totales pueden también distinguirse entre los disueltos y los suspendidos o filtrables, (en general no se hace mucha distinción entre sólidos filtrables y sólidos disueltos), a partir de hacer pasar un volumen dado del agua residual por un medio filtrante específico. De la diferencia entre los sólidos totales y los filtrables o disueltos, se obtienen los sólidos suspendidos. A su vez ambas categorías pueden ser fijos y volátiles. Figura 7.11

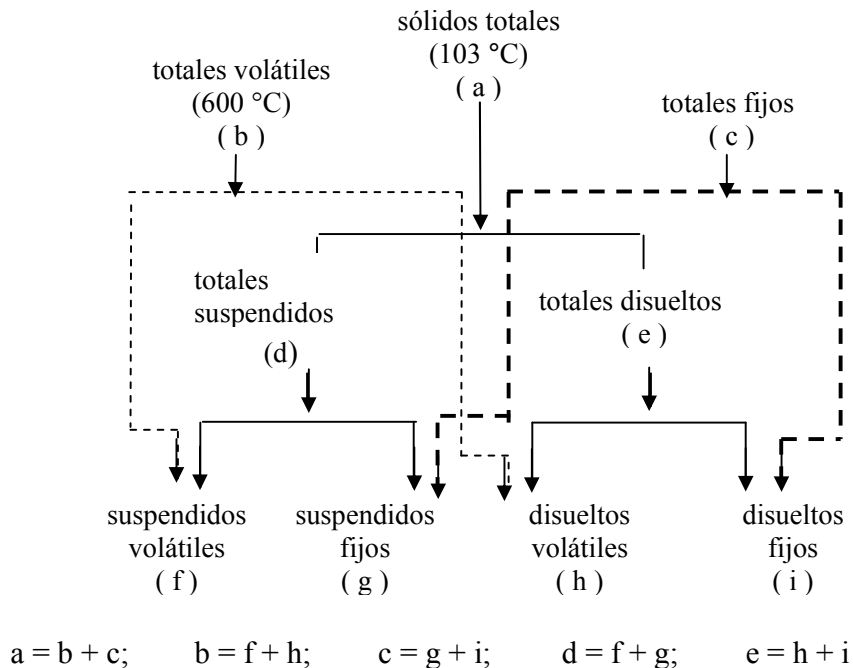


Figura 7.11. Relaciones entre los tipos de sólidos

Un agua residual en la que los compuestos que ocasionan su contaminación se encuentren fundamentalmente en disolución, no deberá ser tratada en primera instancia mediante un sedimentador para la separación de los elementos contaminantes.

A modo de ilustración, en la tabla 7.3 se ofrece la composición, en cuanto a sólidos, de un agua residual municipal.

Tabla 7.3 Composición de sólidos de un agua residual municipal

Tipo de sólido	Valores mg.L ⁻¹		
	alto	medio	bajo
Totales	1 200	720	350
Disueltos totales	850	500	250
Disueltos fijos	525	300	145
Disueltos volátiles	325	200	105
Suspendidos totales	350	220	100
Suspendidos fijos	175	55	20
Suspendidos volátiles	275	165	80

7.6.1 Sólidos sedimentables

La prueba de sólidos sedimentables es una de las bases principales para determinar si es necesaria una sedimentación primaria en el tratamiento de las aguas residuales que se están estudiando, antes de ser sometidas a otro tipo de tratamiento. Una prueba similar se usa en la operación de las plantas de tratamiento para determinar la eficiencia de las unidades de sedimentación.

La determinación de los sólidos sedimentables es de importancia particular en el análisis de las aguas residuales. Esta prueba se realiza normalmente en un Cono Imhoff o en una probeta graduada de 1L de capacidad, permitiendo que la muestra sedimente durante 30 minutos. Los resultados obtenidos son medidos y reportados en mL de sólidos sedimentables por litro de suspensión (licor mezcla). Figura 7.9.

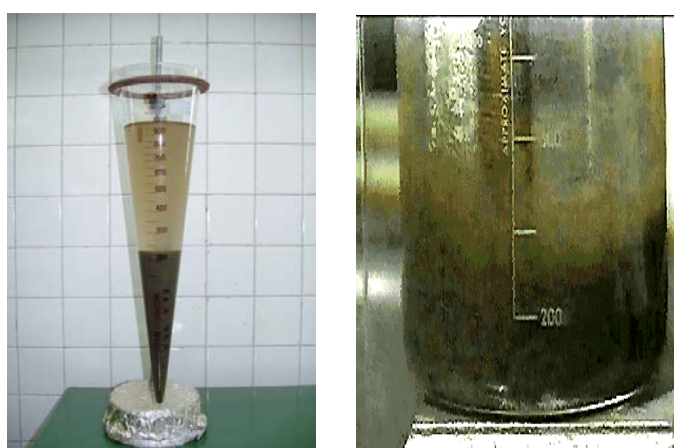


Figura 7.9. A la izquierda: Cono Imhoff para calcular los sólidos sedimentables. A la derecha: flóculos suspendidos en proceso de sedimentación en el laboratorio

7.7 Nitrógeno

El contenido de nitrógeno de un cuerpo o corriente de agua constituye una medida de contaminación. Los compuestos orgánicos pueden contener proteínas en su composición, y a su vez el nitrógeno forma parte importante de la composición de las proteínas. El nitrógeno que forma parte de las proteínas es denominado nitrógeno orgánico. El nitrógeno orgánico es por tanto, una medida del contenido de proteínas de un agua residual. Durante la descomposición de la materia orgánica contenida en un agua residual ocurre la conversión del nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal. Por lo tanto, la presencia de nitrógeno amoniacal en un agua es indicador de contaminación reciente, que en ocasiones puede ser de origen fecal.

Los nitritos y nitratos se forman a partir de la oxidación de nitrógeno amoniacal por las bacterias autótrofas nitrosomonas y nitrobacter respectivamente. Figura 7.10. Tanto los nitritos como los nitratos, son formas oxidadas del nitrógeno. Sus concentraciones en las aguas residuales crudas son generalmente inferiores a 1 mg.L^{-1} . Concentraciones superiores sólo pueden ser de origen químico: fabricación de nitratos, fabricación o utilización de ácido nítrico, fabricación de explosivos, etc.

La suma del nitrógeno amoniacal y orgánico, es llamada nitrógeno total o Kjeldahl. Esta última denominación, es tomada de la técnica tradicional de su determinación.

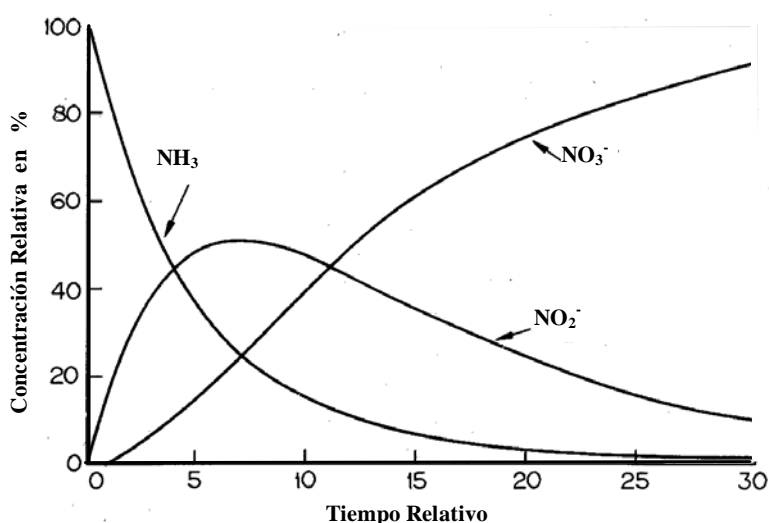


Figura 7.10. Secuencia de las transformaciones de las distintas formas del nitrógeno en el agua

La presencia de nitrógeno y fósforo es importante en el tratamiento biológico de las aguas residuales, ya que debe existir una relación entre estos compuestos con el carbono presente para obtener una eficiencia adecuada.

7.8 Fósforo

La presencia de compuestos de fósforo en cursos receptores induce el crecimiento de algas. Estas afectan de forma notable la calidad de las aguas ya que son el origen de toda una secuencia de fenómenos.

El deterioro de la calidad del agua debido a la aparición de color o sabor desagradables no es el único problema que se genera como consecuencia de la presencia del fósforo en un cuerpo de agua, sino que se produce otro no menos grave y es que al morir las algas, estas ocasionan una contaminación de carácter orgánico en el agua.

El fósforo se encuentra en el agua residual en forma orgánica e inorgánica. Entre las formas inorgánicas la más importante es el fósforo soluble (ortofosfatos), que resulta directamente utilizable por los microorganismos. Como ocurre con el nitrógeno, las distintas formas del fósforo son interconvertibles, dando así lugar al ciclo del fósforo.

Los métodos analíticos la forma de fósforo que miden es el ortofosfato. Para medir el fósforo total, las diversas formas del fósforo deben ser químicamente transformadas en ortofosfato.

Las aguas residuales de origen doméstico son relativamente ricas en fósforo. Contienen aproximadamente 10 mgL^{-1} de fósforo total. De él, un 70 % en forma disuelta.

Antes del desarrollo de los detergentes sintéticos, el contenido de fósforo usualmente estaba en el intervalo de 2 a 5 mgL^{-1} y las formas orgánicas variaban de 0,5 a $1,0 \text{ mgL}^{-1}$. Esta contribución humana se debe a la ruptura de las proteínas con la consiguiente eliminación del fósforo en la orina. En la actualidad muchos detergentes sintéticos contienen grandes cantidades de poli fosfatos, pudiendo contener hasta un 10% en su composición. La sustitución del jabón por estos productos ha incrementado notablemente el contenido de este elemento en las aguas residuales.

7.9 Caracterización de aguas residuales

Como ya se ha expresado anteriormente, las aguas residuales presentan características muy diferentes de acuerdo a su origen. Estas diferencias pueden llegar a ser grandes entre las de origen doméstico o municipal y las aguas residuales industriales. Las aguas residuales municipales poseen composición bastante similar, independientemente de las ciudades y muchas veces países diferentes donde se generen, aunque no necesariamente ocurre lo mismo en cuanto a volumen y concentración. Esto no ocurre así con las aguas residuales de origen industrial. Las diferencias entre las aguas residuales de un proceso productivo generalmente son muy diferentes a las de cualquier otro proceso. No tiene las mismas características un agua residual de los procesos de obtención de pulpa para papel, que el de un proceso biotecnológico, que el de otro de la industria alimentaria.

La caracterización de un agua residual reviste dos objetivos muy importantes:

1. Inmediato: El conocimiento de las características del agua residual permite conocer el poder contaminante de la misma y decidir si el residual debe ser sometido o no a tratamiento.
2. Mediato: Cuando las características del agua residual son tales que es obligado su tratamiento, los datos que aporta la caracterización son una parte imprescindible para el diseño de la instalación de tratamiento.

Los parámetros globales que se toman como indicadores de cuán contaminada está un agua residual son en general los mismos para aguas residuales municipales e industriales: DBO, DQO, sólidos, N, P, etc. Sin embargo, muchos procesos industriales son muy específicos, y por lo tanto, también pueden tener indicadores muy particulares para medir la contaminación de sus efluentes.

7.9.1 Mediciones de caudal

Una información prioritaria a la hora de proyectar una planta de tratamiento de aguas residuales es el caudal, flujo, o gasto (cantidad de vertido por unidad de tiempo) que va a llegar a la instalación. Para residuales municipales el caudal depende de la población servida por la planta de tratamiento, tipo de red de alcantarillado, unitaria o separativa, y de las costumbres en relación al uso de agua. A falta de mayor información pueden considerarse las siguientes aportaciones según el número de habitantes:

poblaciones < 10 000 habitantes: $150 \text{ L.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$
poblaciones 10 000 - 50 000 habitantes: $200 \text{ L.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$
poblaciones > 50 000 habitantes: $350 - 500 \text{ L.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$

En las aguas residuales municipales el caudal siempre presenta variaciones diarias, ya que el uso es mucho menor durante la noche y es máximo en la parte central del día. De forma similar ocurre con algunas dependencias como pueden ser industrias de flujo no continuo y en instalaciones hospitalarias, por solo citar dos casos.

Los valores del caudal determinan las tasas de bombeo, clorado, aireación, y en general toda la capacidad de la instalación de tratamiento.

En la figura 7.11 aparece reflejada la variación horaria del caudal de entrada a la planta de tratamiento, de un agua residual municipal. Usualmente la forma de la curva varía de una población a otra. Cuanto mayor es la población menos pronunciada será la variación, ya que éstas se amortiguan en la medida en que aumenta la diversidad de actividades en la región.

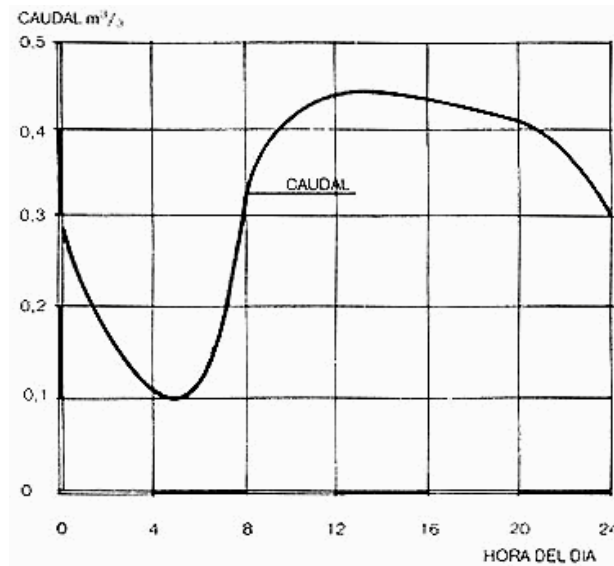


Figura 7.11 Variación horaria del caudal de un agua residual municipal

Los aparatos de medición del caudal se instalan en las conducciones de entrada de la planta.

7.9.2 Medidores de caudal en canales abiertos

Los medidores de caudal más usuales que pueden ser encontrados en las plantas de tratamiento de aguas residuales son:

- Canales de aforo Parshall
- Vertedores

Canal Parshall

El canal Parshall está formado por una sección de entrada de paredes verticales convergentes y fondo a nivel, un estrechamiento de paredes paralelas y fondo descendente. El canal posee además una sección de salida de paredes divergentes y fondo ascendente. En la figura 7.12 se muestra el esquema de un canal Parshall. Este tipo de medidor es especialmente útil para aguas que contienen sólidos en suspensión, debido a que la presencia de éstos no afecta las mediciones. Por otra parte, el aumento de la velocidad del agua a su paso por la parte más estrecha del canal, la garganta, dificulta la sedimentación de las partículas.

La determinación del caudal se realiza considerando la altura alcanzada por el agua (H), tomada en una columna anexa conectada por vasos comunicantes al canal.

El caudal instantáneo en cada momento se obtiene por aplicación de la ecuación 7.22

$$Q = 0,37(3,28H)^{1,567} W^{0,026} \quad \dots 7.22$$

donde:

Q : caudal instantáneo $m^3 \cdot s^{-1}$

W : ancho del estrechamiento, m

H : calado del agua en el punto de observación fijo, m

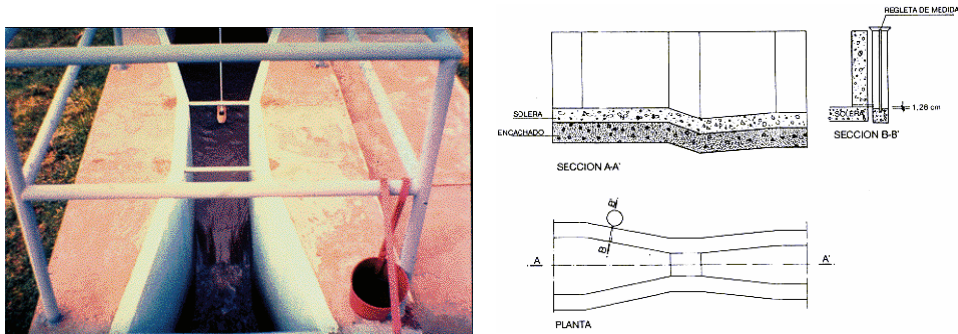


Figura 7.12 Medidor Parshall. Foto y esquema

La medición manual de la altura (H), arroja como resultado un valor instantáneo del caudal. Existe en el mercado un conjunto de instrumentos para realizar la medida de forma continua y así obtener el caudal medio diario, punta, mensual, etc., de forma precisa. En ocasiones además es de interés acoplar el canal a un indicador con registro gráfico y totalizador.

Vertedores

Los vertedores consisten básicamente en una obstrucción en la que se estanca el líquido y vierte por encima de ella.

Los vertedores más utilizados son:

- Rectangular
- Triangular
- Trapezoidal.

Vertedor rectangular

Estos pueden ser sin contracción lateral o con ella.

En aquellos casos en los que no exista contracción lateral, la cresta ocupa todo el ancho del canal. El caudal viene dado por la ecuación

$$Q = 1,84 L \cdot H^{1,5} \quad \dots \text{.7.23}$$

siendo

Q : caudal, $m^3 \cdot s^{-1}$

C. Menéndez y S. Pire

L : longitud de la cresta, m

H: carga sobre la cresta, m

Las dimensiones que debe cumplir el vertedor se detallan en la figura .7.13

En los vertedores rectangulares con contracción lateral, la cresta no ocupa toda la anchura del canal. Las dimensiones de las contracciones laterales se especifican en la figura .7.14.

La ecuación que permite calcular el caudal en este tipo de vertedor es,

$$Q = 1,84(L - 0,1.n.H)H^{1,5} \quad \dots \text{.7.24}$$

donde n es el número de contracciones laterales

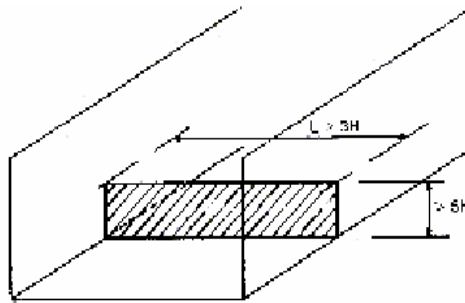


Figura .7.13 Relación de las dimensiones de un vertedero rectangular sin contracción lateral

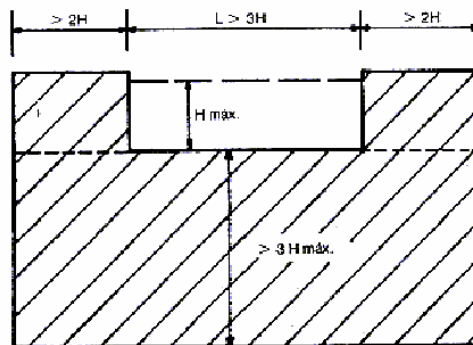


Figura 7.14 Relación de las dimensiones en un vertedor rectangular con contracción lateral

Vertedor triangular

Este tipo de vertedor es uno de los más utilizados debido a que, para un mismo caudal, se

consigue mayor altura que en los rectangulares. Este efecto se traduce en una mayor precisión en la lectura. **Figura .7.15.**

El ángulo del vértice de este vertedor puede tener diferentes valores. Los más usuales son 60° y 90° . La expresión que da el caudal en este tipo de vertedor es:

$$\text{Para } 90^\circ \quad Q = 1,38H^{2,5} \quad \dots .7.25$$

donde

Q : gasto, $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

H : altura del líquido con relación al vértice, m

$$\text{Para } 60^\circ \quad Q = 0,79H^{2,5} \quad \dots .7.26$$

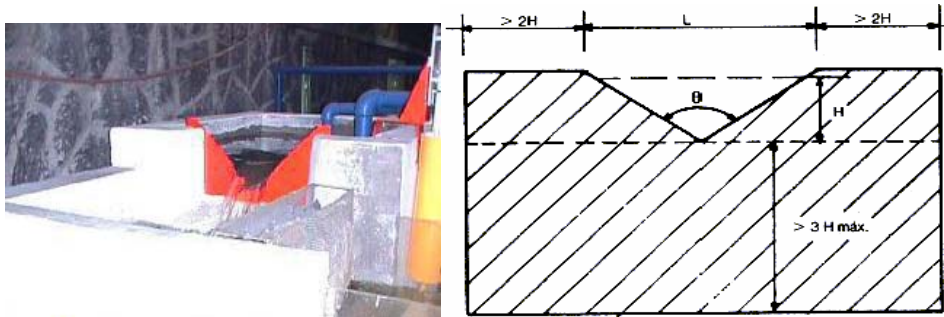


Figura .7.15 Medidor triangular y relación de sus dimensiones

Vertedor trapezoidal

Este vertedor tiene una forma similar al rectangular. **Figura .7.16.** La expresión que se emplea para calcular el caudal es,

$$Q = 1,859L \cdot H^{1,5} \quad \dots .7.27$$

L: la longitud de la cresta del vertedero, m

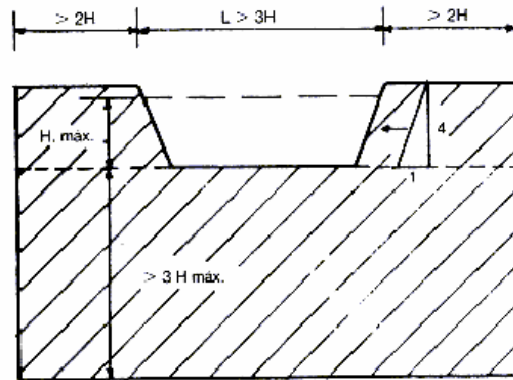


Figura .7.16 Relación de las dimensiones en un vertedor trapezoidal

7.9.3 Carga contaminante o flujo másico de contaminante

Para tener un conocimiento real de las características de un agua residual no basta con conocer la magnitud, en términos de concentración, de los parámetros indicadores seleccionados. Si bien el conocimiento de las concentraciones puede ser útil en determinadas circunstancias, una mayor información se obtiene cuando se conoce la carga contaminante (flujo másico) (kgd^{-1}).

Ejemplo 7.2

Suponiendo dos residuales con las siguientes características:

Residual A: $\text{DBO}_5 = 500 \text{ mgL}^{-1}$ Flujo = $200 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$.
Residual B: $\text{DBO}_5 = 250 \text{ mgL}^{-1}$ Flujo = $600 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$

Determine cuál es más contaminante en base a la DBO.

Solución

Pudiera pensarse que el residual A es más contaminante que el B debido a que tiene mayor concentración de DBO. Obviamente el residual A presenta una DBO superior al B, pero sin embargo el valor de su flujo o gasto es menor. El producto de la concentración por el flujo da el valor de la carga o flujo másico. De esta manera, para el ejemplo anterior se tiene que:

$$\begin{aligned} \text{Carga de A} &= 100 \text{ kgd}^{-1} \\ \text{Carga de B} &= 150 \text{ kgd}^{-1} \end{aligned}$$

Este simple ejemplo pone de manifiesto que conocer la concentración de un parámetro solamente no es suficiente para tener una idea real del poder contaminante de un agua residual.

7.10 Población equivalente (PE)

Hay ocasiones en las que se desea comparar el nivel de contaminación de un agua residual de origen no municipal con el que corresponde a una población dada. Esa comparación no puede hacerse sólo sobre la base de concentraciones de contaminantes ni de caudales de agua residual, sino empleando el concepto de población equivalente. Para ello se utiliza el estimado de carga contaminante aportada por una persona (equivalente poblacional) teniendo en cuenta algunos de los parámetros que se toman como indicadores de la contaminación: DBO, DQO y sólidos suspendidos, entre otros. El equivalente poblacional puede variar de un país a otro, e incluso entre regiones de un mismo país.

En la tabla 7.4 se reportan equivalentes poblacionales característicos de Cuba según la Agencia de Medioambiente.

Tabla 7.4. Valores típicos e intervalos de equivalentes poblacionales

Parámetro	Valor típico de equivalente poblacional, (g.d ⁻¹)	Intervalo, (g.d ⁻¹)
DBO ₅	42	30 – 45
DQO	100	80 - 120
Sólidos suspendidos	120	90 – 150
Nitrógeno total	2	1,5 – 2,2
Fósforo total	0,8	0,5 – 1,0

Ejemplo 7.2

Estime la población equivalente en base a la DBO de una entidad azucarera que vierte 3 785 m³d⁻¹ con una DBO₅ de 8 000 mg.L⁻¹.

Solución

La población equivalente se estima calculando la relación que existe entre la carga contaminante de un agua residual y el equivalente poblacional.

$$\text{carga de DBO} = Q \cdot \text{concentración} = 3\,785 \text{ m}^3\text{d}^{-1} \cdot 8\,000 \text{ mg.L}^{-1} \cdot 10^3 \text{ L.m}^{-3} \cdot 10^{-6} \text{ kg. mg}^{-1}$$

$$\text{carga de DBO} = 30\,280 \text{ kg.d}^{-1}$$

tomando equivalente poblacional de la DBO₅ como 85 g.d⁻¹, la población equivalente será

$$PE = \frac{30280 \cdot 10^3}{42} = 720950 \text{ habitantes}$$

esto quiere decir que la entidad analizada tiene un vertimiento de aguas residuales equivalente al de una población de 720 950 habitantes.

7.11 Caracterización de aguas residuales municipales

En la tabla 7.5 aparecen intervalos típicos de concentración de los principales constituyentes de las aguas residuales urbanas.

Tabla 7.5. Composición típica de las aguas residuales urbanas

Componente (mg.L ⁻¹)	Intervalo típico
Sólidos totales	350-1 200
Disueltos totales	250-850
fijos	145-525
volátiles	105-325
Suspendidos totales	100-350
fijos	20-75
volátiles	80-275
Nitrógeno total	20-85
Orgánico	8-35
Amoniacal	12-50
Nitrato	0-10
Fósforo total	4-15
Orgánico	1-5
Ortofosfato	3-10
DBO ₅ d ₂₀ °C	110-400
DQO	250-1 000
COT	80-290
Cloruros	30-100
Alcalinidad	50-200
Coliformes (colonias/100mL)	
Totales	10 ⁶ -10 ⁹
Fecales	10 ⁵ -10 ⁸
pH	6-9

7.12 Características de los residuales industriales líquidos (RIL)

El procedimiento general recomendado para obtener la información necesaria para la caracterización con un mínimo de esfuerzo, y que al mismo tiempo sea confiable, puede resumirse en cuatro etapas:

- obtener el diagrama de flujo de los residuales
- elaborar el esquema de muestreo y análisis

- efectuar el balance de flujo y materiales
- reportar la variación estadística de los parámetros más significativos de la caracterización

7.12.1 Diagrama de flujo de los residuales

El diagrama se construye a través de la inspección de todas las operaciones del proceso que se estudia y con la consulta de los trabajadores de las diferentes áreas. El diagrama debe indicar los posibles puntos de muestreo y el orden de magnitud del flujo de la corriente de aguas residuales.

7.12.2 Elaboración del esquema de muestreo y análisis

El muestreo óptimo es el continuo, con volúmenes que sean una fracción del flujo promedio. Sin embargo, esto pocas veces es factible.

Otra posibilidad es la de las muestras integradas o compuestas con una frecuencia de muestreo que se establece de acuerdo con el proceso que se necesita caracterizar. El período de la composición de la muestra y la frecuencia de muestreo se establece de acuerdo con la naturaleza del proceso cuya agua residual se estudia. Algunos procesos en operación continua pueden muestrearse cada hora e integrarse por períodos de 8, 12 y hasta de 24 h. Aquellos procesos en los que hay mucha variación deben integrarse en períodos de una o dos horas. A los procesos a templa se les toma muestras en el período de vaciado.

Los análisis a realizar dependen de las características de la propiedad que se está midiendo. Por ejemplo, el pH debe medirse puntualmente, ya que es posible en muchos casos que la integración resulte en una neutralización de elementos ácidos y básicos perdiéndose durante la integración una información valiosa. La carga de DBO puede requerir integración de las muestras a intervalos de 8 h cuando se pretende diseñar tratamientos de tiempos de retención cortos, aunque muestras integradas durante 24 h resultan suficientes para tratamientos de varios días de retención como el de las lagunas.

Cuando se miden constituyentes como nitrógeno y fósforo para determinar si hay necesidad o no de adición de nutrientes en tratamientos biológicos, son suficientes muestras integradas de 24 h, ya que los sistemas biológicos tienen alta capacidad de amortiguamiento. Si se conoce la presencia de sustancias tóxicas en el agua residual, estas deben ser muestreadas continuamente.

7.12.3 Balance de flujo y materiales

Después de realizados el muestreo y los análisis, debe efectuarse el balance de flujo y materiales tomando en consideración todas las fuentes de contaminación que sean significativas. En la medida en que el balance coincida con el efluente total, se confirmará el cuidado con el que se realizó la caracterización.

7.13 Empleo de índices en la caracterización

Tomando en cuenta que los procedimientos de caracterización son generalmente complejos y exigen de importantes recursos de tiempo y de tipo financiero, la utilización de indicadores o índices de producción y consumo se presenta como un importante enfoque a considerar dentro de los procedimientos utilizados para determinar, al menos aproximadamente, los niveles de carga contaminante que son generados por las diferentes actividades de producción y servicios. Por otra parte, si se dispone de índices que sean confiables, pueden compararse con ellos los que se obtengan en una caracterización particular.

Indicadores para algunas actividades productivas son brindadas en la Metodología para la Evaluación Aproximada de la Carga Contaminante, de la Agencia de Medioambiente, y son presentadas en las tablas 7.6 a 7.9. Como se puede apreciar en las tablas, hay algunos indicadores de procesos de producción que se brindan por número de empleados. En realidad esos no son indicadores tan confiables como pueden serlo aquellos que se reportan por unidad de producción.

Tabla 7.6 . Indicadores de carga y P.E. de la Industria Alimentaria

Actividad	Unidades	DBO₅ gramo (unidad)⁻¹	Población equivalente
Panaderías	empleados	76	1,8
Confitería	empleados	160	3,8
Jugos de frutas	1 ton de frutas	11 000 - 13 500	260 - 450
Leche	1 000 L	4 000 – 4 200	40 - 100
Leche en polvo	1 ton	38 - 55	0,9 – 1,3
Queso	1 ton	8 400	200

Tabla 7.7 Indicadores de carga y P.E. de la actividad textil

Actividad	Unidades	DBO₅ gramo (unidad)⁻¹	Población equivalente
Lavado de lana	1 ton de material	84 000 – 189 000	2 000 – 4500
Blanqueado	1 ton de tela	42 000 – 147 000	1 000 – 3 500
Teñido	1 ton de tela	42 000 – 126 000	1 000 – 3 000
Lavandería	1 ton de ropa	12 600 – 33 600	300 - 800

Tabla 7.8 Indicadores de carga y P.E. de producciones químicas

Actividad	Unidades	DBO₅ gramo (unidad)⁻¹	Población equivalente
Pinturas, barnices y lacas	empleados	1 000 – 1 700	25 – 40
Perfumería	empleados	420 – 480	10 – 20
Plásticos	empleados	630 – 840	15 – 20
Jabón		54 600	1 300
Pulpa de papel	1 ton de pulpa	2 500 – 3 800	60 - 90

Los índices de producción constituyen un instrumento que permite determinar la efectividad de medidas y programas orientados a la disminución de la contaminación, facilitando la identificación y establecimiento de prioridades de gestión, con arreglo a la evaluación cuantitativa de las tendencias que se manifiestan en la calidad del medio.

En este sentido, es importante indicar que esta herramienta de trabajo no sustituye, ni exime, la necesidad de realizar investigaciones más completas.

El indicador de carga contaminante o índice es la relación entre el nivel de producción y la carga contaminante que se genera en esa actividad. El índice define una cantidad de sustancia determinada que se obtiene en la actividad productiva en un tiempo considerado, refiriendo a él la contaminación generada durante el proceso de obtención.

Los índices han de ser el resultado de experiencias anteriores, sean propias u obtenidas de la literatura. En la tabla 7.9 se presentan ejemplos de los índices de producción referidos a la contaminación que generan.

Tabla 7.9 Indicadores de carga contaminante de algunos procesos

Proceso	Unidad	DBO (kg/u)	DQO (kg/u)	Sólidos Suspendidos (Kg/u)
Instalaciones de cría de reses	cabezas	250	-	1716
Instalaciones de cría de pollos	“	1.4	-	14.6
Granjas lecheras	“	539	-	-
Mataderos	PVS	6.4	-	5.2
-Sin recuperar sangre	“	11	-	-
-Sin recuperar panza	“	15,7	-	-
Proceso de aves de corral	1000 aves	11.9	22.4	12.7
Enlatado de frutas y verduras	Ton de producción	12.5	-	4.3
Refinación de aceite vegetal	“	12.9	21	16.4
Producción de vino	m ³ de vino	0.26	-	-
Producción de cerveza	m ³ de cerveza	8.6	-	14.7

PVS: Peso vivo sacrificado

7.14 Disminución del volumen y fortaleza de los residuales

Con frecuencia se pueden lograr reducciones apreciables en el volumen y fortaleza de las aguas residuales, haciendo sencillas modificaciones en la industria, obteniendo como consecuencia de ello disminuciones en los costos de inversión y operación de las instalaciones de tratamiento. Entre estas modificaciones pueden señalarse:

- Recirculación:
el agua que esté relativamente poco contaminada puede ser recirculada con un mínimo de tratamiento o sin tratamiento alguno.
- Clasificación de las diversas corrientes y segregación de las mismas:

el agua de enfriamiento y otras poco contaminadas pueden segregarse de las más contaminadas con anterioridad al tratamiento. Las aguas que contengan sustancias tóxicas no deben llegar nunca a las unidades de tratamiento biológico.

- Sustitución de aditivos químicos:
hay casos en los que se facilita el tratamiento sustituyendo algunas materias primas cuyo residuos sean resistentes por otros más fácilmente tratables.
- Recuperación de subproductos:
en ocasiones con instalaciones de bajo costo se logra obtener un subproducto dando lugar a una producción marginal, o a la recuperación de alguna materia prima del propio proceso productivo.

La disminución en las variaciones del caudal y de la fortaleza de las aguas residuales son prioritarios. Puede ser logrado, entre otros medios, mediante el empleo de tanques compensadores.

Las Tabla 7.10 y 7.11 muestran, a modo de referencia, la clasificación por sectores de actividad industrial, de los principales compuestos contaminantes en agua junto con el porcentaje de participación en las emisiones directas en la Unión Europea (UE) (se han omitido porcentajes inferiores al 10%).

Tabla 7.10. Emisoras directas de contaminantes inorgánicos en agua clasificados por actividad. Fuente: The European Pollutant Emission Register.

Arsénico y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (22%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (20%) Producción de cemento y materiales cerámicos (18%) Plantas de procesamiento de residuos peligrosos (10%)
Cadmio y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (66%)
Cloruros	Plantas de combustión (40%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (30%) Industria Química Orgánica de base (20%)
Cromo y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (87%)
Cobre y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (23%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (18%) Industria Química Orgánica de base (12%) Plantas de combustión (12%)
Cianuros	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (80%) Industria Química Orgánica de base (10%)
Plomo y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (40%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (15%) Industria Química Orgánica de base (12%) Refinerías de petróleo y gas (12%)
Níquel y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (44%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (13%) Industria Química Orgánica de base (13%)
Fósforo	Industria química inorgánica de base o fertilizantes (25%) Industria Química Orgánica de base (22%) Industria de la madera y papel (18%) Industrias lácteas, mataderos y otras (13%)

Tabla 7.11. Emisoras directas de contaminantes orgánicos en agua clasificados por actividad. Fuente: The European Pollutant Emission Register.

Benceno, tolueno, etilbenceno	Industria Química Orgánica de base (56%) y xilenos (BTEX) Industrias del petróleo y del gas (17%) Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (11%)
Cloroalcanos	Industria química inorgánica de base o fertilizantes (100%)
Orgánicos halogenados (AOX)	Instalaciones para la producción de pasta de papel (86%)
1,2,-Dicloroetano (DCE)	Productos químicos orgánicos de base (63%) Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes (36%)
Diclorometano (DCM)	Productos químicos orgánicos de base (48%) Industria farmacéutica (30%)
Dioxinas y furanos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (41%) Instalaciones de combustión (19%) Productos químicos orgánicos de base (17%) Instalaciones para eliminación de residuos peligrosos (15%)
Fenoles	Productos químicos orgánicos de base (47%) Refinerías de petróleo y de gas (23%) Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (11%)
Hidrocarburos aromáticos	Tratamiento de superficies con disolventes orgánicos (33%) policíclicos (PAH) Refinerías de petróleo y de gas (27%) Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (21%) Productos químicos orgánicos de base (13%)
Triclorometano (Cloroformo)	Productos químicos orgánicos de base (43%) Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes (40%) Industria farmacéutica (15%)
Triclorobencenos (TCB)	Productos químicos orgánicos de base (56%) Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes (44%)

BIBLIOGRAFÍA

1. AMA. CITMA. (1998). Metodología para la Evaluación Aproximada de la Carga Contaminante. Agencia de Medioambiente. CITMA.
2. Chermisinoff, N.P. (2002). Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies Butterworth-Heinemann
3. Eckenfelder, W.W. Industrial Water Pollution Control. (1989). Ed. McGraw-Hill Book Company.
4. Menéndez, C. y J. Pérez O. (2007). Procesos para el Tratamiento Biológico de Aguas Residuales Industriales. Ed. Félix Varela.
5. Metcalf and Eddy (1996) Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse. 3th. Ed. Mc Graw-Hill, Inc New York
6. OMS, México (1988). Evaluación Rápida de Fuentes de Contaminación de Aire, Agua y Suelo.
7. Programa Integral de Desarrollo de los Derivados de la Caña de Azúcar. Subprograma: Alcohol y Levaduras (1985), septiembre. Cuba.
8. Moore, E. , A. Thomas, and W.B. Snow (1950). A Simplified Method for Determining Biochemical Oxygen Demand. Sewage and Ind. Wastes. Vol 22. No. 10
9. Thomas, A. (1950). Graphical Determination of BOD Curve Constants. Water and Sewage Works. Vol 95. No 2.
10. Sawyer, C.N., P. McCarty, and G.F. Parkin (1994). Chemistry for Environmental Engineering. 4th ed. McGraw Hill
11. Standard method for the Examination of Water and Wastewater (1992). 18 th ed. American Public Health Association
12. Ramalho, R. (1996). Tratamiento de Aguas Residuales. Ed. Reverté

CAPÍTULO 8

CONSIDERACIONES PARA LA GESTIÓN Y TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

8.1. Introducción

Son muchas las tecnologías de tratamiento de aguas residuales, y pueden ser tan diversas como diferentes pueden ser su procedencia y la disposición final prevista para el agua residual una vez tratada. Esto quiere decir que no existe un esquema único de tratamiento predeterminado.

Para cumplir con las exigencias de calidad necesaria según el destino final del agua residual tratada, los procesos de depuración que se seleccionen deberán considerar factores tales como la naturaleza, composición y concentración de los contaminantes, entre otros.

En el Capítulo 7 se estudian algunas de las propiedades generales que caracterizan a las aguas residuales. Muchas de estas características brindan a priori información sobre posibles tratamientos a los que debe someterse un agua residual en particular. Así por ejemplo, si los contaminantes son esencialmente de naturaleza inorgánica, no procede concebir inicialmente en un tratamiento biológico para reducir la contaminación, o si los contaminantes son eminentemente compuestos disueltos, una sedimentación como primer tratamiento carecería de sentido. Las características de las aguas residuales y el destino final que se establezca para las mismas después del tratamiento, son los que definirán el esquema tecnológico a emplear para su depuración.

8.2. Criterios de selección de una solución tecnológica

La selección de una tecnología de tratamiento de aguas residuales conlleva una alta responsabilidad, no sólo por el costo económico que pueda tener la propia tecnología, sino por el costo ambiental que representa el que una vez en operación, la misma no tenga los resultados que de ella se esperaba. Se reconoce un conjunto de elementos a considerar para hacer una adecuada selección. Algunos de ellos se citan a continuación:

- disponer del mayor conocimiento posible acerca de las características del agua residual que será tratada. Este es el primero en importancia
- calidad del agua residual a entregar al final del tratamiento
- posibilidad de reducir el volumen y agresividad de las emisiones
- facilidades para segregar las diferentes corrientes producidas de agua residual
- posibilidad de reutilización del agua residual tratada

Menéndez, C.

- grado de complejidad de la tecnología propuesta y antecedentes de éxitos de la misma en situaciones similares
- disponibilidad de área
- flexibilidad de operación
- costo de inversión, operación y mantenimiento
- tiempo y plazo previsto para su puesta en marcha
- disponibilidad de los recursos necesarios
- uso de materiales locales
- organización administrativa

8.3 Aprovechamiento total o parcial de efluentes

Una opción de análisis prioritario ante una corriente de agua residual viene dada por la posibilidad de su aprovechamiento.

Para las aguas residuales tratadas, las principales categorías de reutilización que se contemplan son: recarga de acuíferos, riego agrícola y de áreas verdes, y reutilización para el abastecimiento de agua. Un plan para la recuperación y reutilización de aguas residuales concebido integralmente debe incluir los siguientes análisis:

- necesidades de tratamiento y evacuación
- demanda y recursos de agua de abastecimiento
- beneficios en el abastecimiento en función del potencial de reutilización
- mercado para el agua recuperada
- estudio costo beneficio

Cuando se trata de efluentes líquidos con contaminación orgánica, pueden existir dos posibilidades según la concentración de la materia orgánica:

1) Efluentes con alta concentración de contaminantes como el agua de procesamiento de papas, vinazas de destilería, suero de queso, etc. Estos efluentes pueden ser usados como materia prima de procesos fermentativos para la obtención de alimentos de tipo no convencional,

Siempre teniendo en cuenta que esos procesos generan casi siempre otro efluente que necesita de una segunda etapa de tratamiento

2) Efluentes con baja concentración de materia orgánica. Son más difíciles de aprovechar por la dilución de la materia orgánica que presentan, y por los bajos rendimientos de los productos que puedan obtenerse.

En el caso de los residuos sólidos es esencial pensar en la recuperación de la materia orgánica, ya sea incorporando el efluente al suelo o empleándolo para la producción de energía no convencional (por ejemplo metano) o destinarlo a la producción de un alimento. No deberían quemarse los residuos aunque esto se hace aún en gran escala, como es el caso del bagazo en algunos ingenios azucareros. No es tan simple evitar esto, porque los ingenios logran en esa forma una economía considerable de combustibles. Lo importante en

este caso es el desarrollo de tecnologías que otorguen al bagazo una valoración superior a la que puede tener como combustible y que además puedan absorber las grandes cantidades de ese residuo.

Los residuos inorgánicos también pueden encontrar diferentes usos, como el de aditivos en la industria de materiales de construcción.

8.4 Evaluación y determinación de flujos de diseño

El proceso de evaluar y determinar los flujos de diseño hace necesario obtener flujos medios basados en los valores actuales y en la predicción de flujos futuros. En la situación de los residuales industriales esta predicción es más fácil de hacer que para los residuales municipales debido al crecimiento constante de las comunidades. Una vez conocidos los flujos medios, se aplican factores para estimar los diferentes valores de flujo que se necesitan al momento de diseñar. En la tabla 8.1 se resumen algunos de estos flujos y su empleo.

Tabla 8.1. Factores punta basados en el flujo

Factor	Aplicación
Punta horario	Dimensionamiento de las instalaciones de bombeo y de las conducciones y rejas. Dimensionamiento de desarenadores, sedimentadores y filtros
Máximo diario	Dimensionamiento del bombeo de fangos o lodos
Máximo semanal	Áreas de almacenamiento de residuos eliminados en el tamizado y desarenado
Máximo mensual	Elaboración de registros de datos. Dimensionamiento de almacenamiento de productos químicos
Mínimo diario	Dimensionamiento de interconexiones y diseño de recirculación de filtros percoladores
Mínimo mensual	Elección del número mínimo de unidades de proceso necesarias durante los períodos de caudales reducidos

El caudal punta horario (Q_p) contempla el incremento de caudal sobre el medio (Q_m) que recibirá de manera puntual la planta a determinadas horas del día. $Q_p = (1,5 - 2,5) Q_m$.

El caudal máximo que puede llegar a la planta se estima entre 1,5 y 2,5 veces el caudal punta horario.

Si no se dispone de datos suficientes de caudales mínimos, pueden asumirse entre 30 y 50 % menores que el promedio.

Menéndez, C.

Por otro lado, en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales el caudal a tratar es función de la población, tipo de red de alcantarillado: unitaria o separativa, nivel de filtración de aguas freáticas, etc. En términos generales son frecuentemente aceptadas las aportaciones que se refieren a continuación:

- Poblaciones < 10.000 habitantes: 150 L. hab⁻¹.d⁻¹
- Poblaciones 10.000-50.000 habitantes: 200 L. hab⁻¹.d⁻¹
- Poblaciones > 50.000 habitantes 350 - 400 L. hab⁻¹.d⁻¹

8.5 Carga contaminante

No pocas veces se confunde la carga contaminante de un agua residual con su concentración. El concepto de carga contaminante contiene tanto elementos de flujo o caudal como de concentración.

La carga contaminante es el flujo másico del contaminante particular de que se trate, ya sea DBO, DQO, sólidos o un compuesto particular cualquiera que se considere en un momento dado contaminante, como pueden ser el mercurio o el cromo para citar sólo dos casos.

$$\text{Carga contaminante} = (\text{flujo}) \cdot (\text{concentración}) \quad (\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}) \quad \dots 8.1$$

Por ejemplo, sean 2 corrientes cualesquiera A y B de aguas residuales con las características que se describen a continuación:

Corriente	Flujo m ³ .d ⁻¹	DBO mg.L ⁻¹
A	850	350
B	1 250	275

La DBO de la corriente A es mayor que la de B, sin embargo, cuando se calcula la carga de cada una de ellas, se aprecia que la carga de B es 343,7 kg.d⁻¹, mientras que la de A es menor, 297,5 kg.d⁻¹. Por lo tanto, en este caso, como puede ocurrir en muchos otros, no necesariamente la corriente de mayor concentración es la de mayor carga contaminante.

Cuando se pretende reducir la concentración de la contaminación mediante la adición de agua limpia, efectivamente se logra el propósito, pero la carga contaminante sigue siendo la misma. La dilución no es una práctica recomendable, porque implica manejar la misma carga de contaminación en un mayor volumen de agua, lo que representa la necesidad de mayor capacidad de bombeo y equipamiento y como consecuencia mayor costo de tratamiento.

8.6 Disminución del volumen y fortaleza de los residuales

Con frecuencia, haciendo sencillas modificaciones en la industria, se pueden lograr reducciones apreciables en el volumen y fortaleza de las aguas residuales, obteniendo como consecuencia de ello disminuciones en los costos de inversión y operación de las instalaciones de tratamiento. Entre estas modificaciones puede señalarse:

- Recirculación:
el agua que esté relativamente poco contaminada puede ser recirculada con un mínimo de tratamiento o sin tratamiento alguno.
- Clasificación de las diversas corrientes y segregación de las mismas:
el agua de enfriamiento y otras poco contaminadas pueden segregarse con anterioridad al tratamiento. Las aguas que contengan sustancias tóxicas no deben llegar nunca a las unidades de tratamiento biológico.
- Sustitución de aditivos químicos:
hay casos en los que se facilita el tratamiento sustituyendo algunas materias primas cuyo residuos sean resistentes a los tratamientos por otros más fácilmente tratables.
- Recuperación de subproductos:
en ocasiones con instalaciones de bajo costo se logra obtener un subproducto dando lugar a una producción marginal, o a la recuperación de alguna materia prima del propio proceso productivo.

La disminución en las variaciones del caudal y de la fortaleza de las aguas residuales es prioritaria, lo que puede ser logrado, entre otros medios, mediante el empleo de tanques compensadores.

8.6.1 Compensación

Los residuales líquidos, sobre todo los industriales, se caracterizan por la diversidad de corrientes con diferencias en su composición, flujo y concentración. Aún una misma corriente puede presentar variaciones horarias en sus propiedades. La experiencia ha demostrado que los procesos de tratamiento se realizan mejor si las fluctuaciones extremas de las propiedades del afluente pueden ser evitadas o en última instancia ser atenuadas mediante la compensación. En los tanques compensadores los residuales se retienen durante un período en el que se llega a obtener un efluente relativamente estable.

La neutralización de corrientes ácidas o básicas y la estabilización de la DBO, son algunos de los objetivos de la compensación. Aguas residuales con alta acidez o alcalinidad que no son compensadas requieren de la neutralización mediante la adición de reactivos químicos. Para mantener homogéneo el contenido de los tanques de compensación se mantienen agitados. Figura 8.1.

El volumen de tanque requerido para la homogeneización o compensación puede ser determinado mediante un diagrama de los caudales a tratar, en el cual se representa el volumen de afluente acumulado a lo largo del día en función del tiempo. El caudal medio diario, también representado en el mismo diagrama, es la pendiente de la línea recta trazada desde el origen hasta el punto final del diagrama.



Figura 8.1. Tanque compensador con agitación superficial

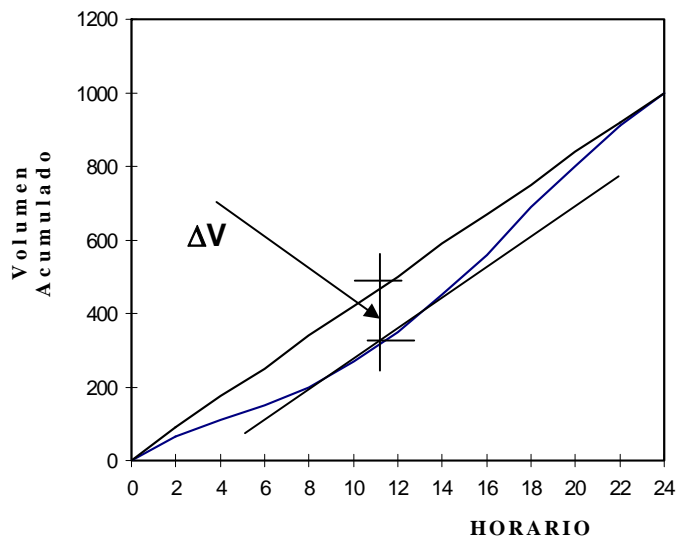


Figura 8.2 Determinación del volumen del compensador

Para determinar el volumen necesario (ΔV), se traza una recta paralela a la que define el caudal medio diario, tangente a la curva de caudales acumulados. El volumen de tanque necesario se estima tomando la distancia vertical existente entre el punto de tangencia y la línea recta que representa el caudal medio, tal como muestra la figura 8.2.

Si una parte de la curva de caudales acumulados está situada por encima de la línea que representa el caudal medio, el diagrama acumulado debe limitarse con dos líneas paralelas a la del caudal medio y tangente a las dos curvas del diagrama. El volumen requerido en este caso es igual a la distancia vertical existente entre las dos tangentes. Figura 8.3.

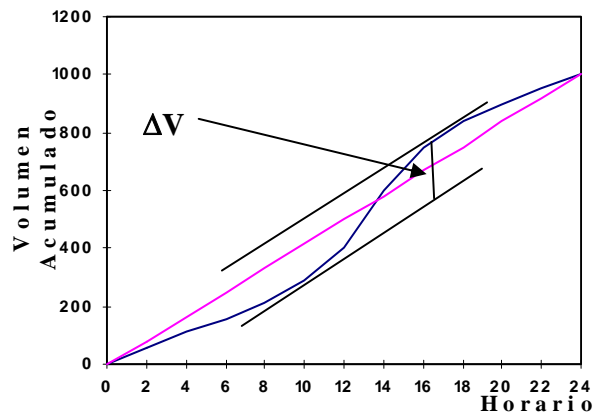


Figura 8.3 Cálculo del volumen del compensador

La interpretación física de los diagramas representados es la siguiente:

En el punto inferior de tangencia el tanque de compensación está vacío. A partir de este punto el tanque empieza a elevar su nivel por lo que la pendiente del diagrama de la curva de volumen del afluente es mayor que la del caudal medio diario y continúa llenándose hasta que lo hace al final del horario. Para el segundo modelo de flujo, el tanque está totalmente lleno en el punto de tangencia superior.

8.6.2 Procedimiento para el diseño de tanques compensadores:

1. Se desarrolla una curva de caudales acumulados de agua expresada en metros cúbicos.

$$V = Q.T \quad \dots 8.2$$

para

$$t_1 \longrightarrow V_1 = V_{0-1}$$

$$t_2 \longrightarrow V_2 = V_{0-1} + V_{1-2}$$

$$t_n \longrightarrow V_n = V_{0-1} + V_{1-2} + \dots + V_{(n-1)-n}$$

2. Se traza la línea de caudal medio diario

3. Se determina el volumen del tanque requerido

4. Para estimar el efecto de homogeneización:

a) Se calcula el volumen de líquido existente en el tanque al final de cada período de tiempo mediante la expresión:

$$V_f = V_o + V_i - V_s \quad \dots 8.3$$

Menéndez, C.

donde

V_f : volumen en el tanque al final del período de tiempo considerado

V_0 : volumen en el tanque al final del período de tiempo anterior

V_i : volumen aportado durante el tiempo considerado

V_s : volumen de caudal saliente durante el tiempo considerado

b) se calcula la concentración media que sale del tanque

$$X_f = \frac{V_i X_i + V_0 X_0}{V_i + V_0} \quad \dots 8.4$$

donde

X_f : concentración media en el caudal que sale del tanque durante el tiempo considerado
mg/L

V_i : volumen aportado durante el tiempo considerado, m³

V_0 : concentración del agua residual contenida en el tanque al final del período anterior

5. La magnitud de la carga horaria se calcula utilizando la expresión:

$$\text{Carga horaria} = X_i \cdot Q_i \quad \dots 8.5$$

El efecto de la homogeneización puede mostrarse numéricamente a partir de las siguientes relaciones:

punta / media ; mínima / media y punta / mínima

Estas relaciones se comparan para el residual antes y después de homogeneizar. Para el residual compensado estas relaciones están más próximas al valor de 1,0 que en el residual sin compensar.

En la práctica el volumen del tanque de compensación debe ser algo superior al determinado teóricamente (10 al 20 %) para tener en cuenta que:

- La operación continua de los equipos de aereación y mezclado no permitirán un vaciado total
- La necesidad de disponer de un volumen adicional para hacer frente a los imprevistos que puedan producirse para cambios no esperados del caudal diario

Ejemplo 8.1

En las columnas 1 y 2 de la tabla que se reporta más abajo, están recogidos los datos de flujo y concentración de un agua residual industrial que será sometida a tratamiento. Para ello se necesita que el valor del flujo se mantenga lo más constante posible. A tales efectos se desea conocer el volumen que ha de tener el tanque compensador requerido.

Determine además el volumen de agua que contendrá el tanque cada hora.

La industria opera durante 12 horas al día, y los datos que se ofrecen son los promedios de cada intervalo medido.

Solución

Para estimar el volumen del tanque compensador se traza la curva de ΣV vs intervalo de tiempo. Considerando que el primer intervalo en el que se tomaron las muestras termina a las 8 am, el valor de ΣV es el del intervalo de 7 –8 am: $\Sigma V = 10$

Para el siguiente intervalo: $\Sigma V = 10 + 15 = 25$

De la misma manera se procede con los siguientes intervalos. Los valores de ΣV aparecen en la columna 3 de la tabla 8.2

Tabla 8.2 Valores de flujo y composición para el gráfico del ejemplo 8.1

Intervalo de Muestreo	Columna 1	Columna 2	Columna 3	Columna 4
	Flujo m^3h^{-1}	DQO $mg L^{-1}$	ΣV	Volumen Contenido, m^3
7 –8 am	10	300	10	
8 –9	15	275	25	
9 –10	35	200	60	
10 –11	75	170	135	29,17
11 –12	170	90	305	153,34
12 –1 pm	140	100	445	247,51
1 –2	30	210	475	231,68
2 –3	25	250	500	210,85
3 –4	20	250	520	185,02
4 –5	15	300	535	154,19
5 –6	10	340	545	118,36
6 –7	5	360	550	77,53

Se traza la curva correspondiente y se unen mediante una recta los 2 extremos de la curva. La pendiente de esta recta es numéricamente igual al flujo promedio, y es al mismo tiempo el flujo de salida que debe tener el compensador.

En la figura 8.4 se aprecia que la curva presenta un valor mínimo con respecto a la recta a las 10 am, y un valor máximo a las 2 pm. Estos son las horas que se corresponden, al menos teóricamente con los momentos en los que el tanque está vacío y lleno respectivamente. Mientras tanto, el efluente se mantiene constante y con un valor igual al flujo promedio de la entrada.

$$\bar{Q} = 45,83 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$$

El volumen del tanque compensador se calcula midiendo la diferencia de volumen entre los valores del máximo y el mínimo de la curva, con respecto a la recta trazada.

$$V = 231 \text{ m}^3$$

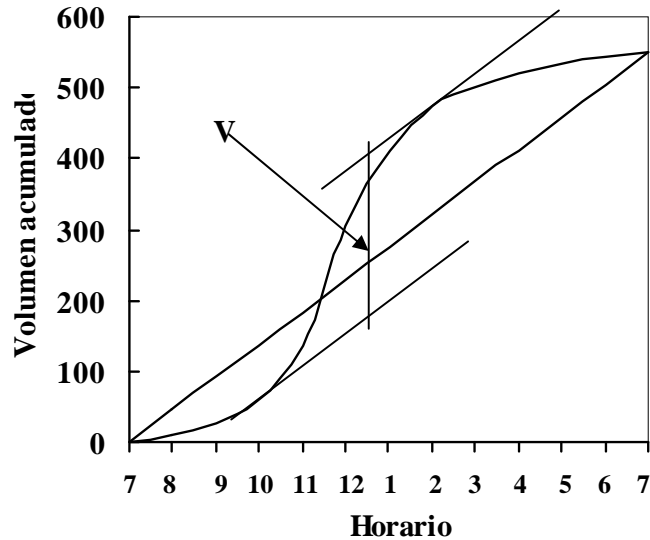


Figura 8.4 Gráfico del ejemplo 8.1

Para estimar el volumen contenido en el tanque en cada intervalo de tiempo, se comienza a calcular a partir de cualquiera de los dos momentos en los que a priori se conoce el volumen contenido en el compensador. Esto es, vacío a las 10 am y lleno a las 2 pm .

Tomando como valor inicial el correspondiente a las 10 am,

A las 10 am $V = 0$

En el intervalo de 10 a 11 entran al compensador 75 m^3 , y salen $45,83 \text{ m}^3$, por lo tanto, el volumen a las 11 am será,

$$V_{11} = V_{10} + V_{10-11} - V_{\text{promedio}}$$

$$V_{11} = 0 + 75 - 45,83 = 29,17$$

El volumen contenido a las 12 m se estima,

$$V_{12} = V_{11} + V_{11-12} - V_{\text{promedio}}$$

$$V_{12} = 29,17 + 170 - 45,83 = 153,34$$

De manera similar se procede con los intervalos siguientes. Los valores así obtenidos se reportan en la columna 4 de la tabla original.

Como se aprecia en la tabla, a las 7 pm, hora en que cesa la actividad laboral, el tanque contiene 77,53 m³. Si este volumen se mantiene en el tanque hasta que se inicia el período laboral al día siguiente, se tendrá que:

el volumen en el tanque de 7 am a 8 am será: 41,7
8 am a 9 am: 10,87
9 am a 10 am: 0,04

Este último valor corrobora la estimación inicial que se hizo al considerar que a las 10 am el tanque estará vacío.

8.7 Clasificación de los procesos de tratamiento de aguas residuales

No resulta fácil establecer una clasificación universal para los procesos de tratamiento de aguas residuales. Estos procesos pueden clasificarse siguiendo diversos principios. Aunque se reconocen otras maneras de clasificarlos, las formas más comunes son:

1. Según el fundamento del tratamiento
2. De acuerdo a la secuencia en una instalación de tratamiento

Son muchos los procesos que pueden ser incluidos en cada una de las categorías. A continuación se citan algunos de ellos.

8.7.1 De acuerdo al fundamento prevaleciente en la tecnología:

1. Físicos

- cribado
- desarenado
- compensación
- sedimentación
- flotación

2. Físico-químicos

- coagulación-floculación
- adsorción
- oxidación
- neutralización

3. Biológicos

- aerobios
- anaerobios

8.7.2 De acuerdo a la secuencia en la instalación de tratamiento:

- Pre-tratamientos y Tratamientos Primarios
- Tratamientos Secundarios
- Tratamientos Terciarios

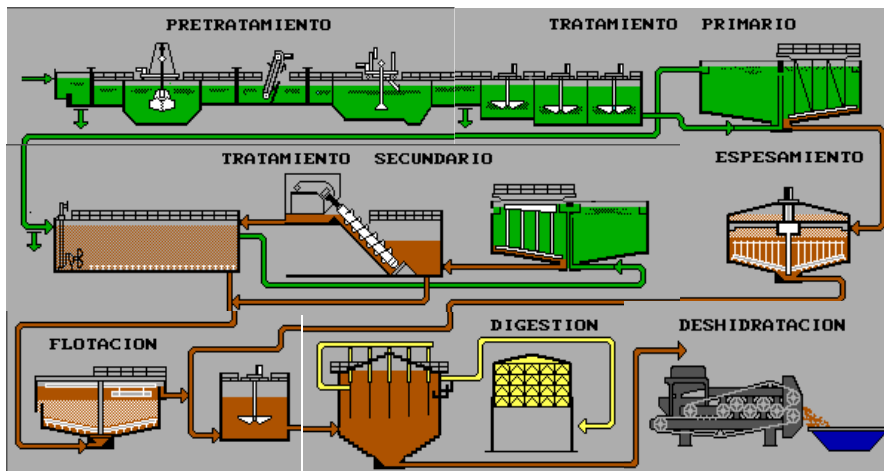


Figura 8.5. Esquema de estación depuradora típica de aguas residuales urbanas.

En la figura 8.5 puede apreciarse el esquema de una estación depuradora de aguas residuales en la que se distinguen las 3 categorías de tratamiento según la secuencia en la que están dispuestos los procesos. Entre los detalles a destacar de la figura, están que hay una separación por sedimentación y espesamiento de lodos, que son procesos físicos, a continuación del tratamiento secundario. De ahí, puede concluirse lo relativo que puede resultar la clasificación de los tratamientos según la secuencia de los procesos.

8.8 Pre- tratamientos y tratamientos primarios

Tienen la función de preparar el agua residual para tratamientos posteriores. El pre-tratamiento de aguas residuales se define como aquellos procesos de eliminación de los constituyentes de las aguas residuales cuya presencia pueda provocar problemas de funcionamiento y mantenimiento de los diferentes procesos, operaciones y sistemas auxiliares. Están constituidos fundamentalmente por procesos físicos, entre los que se puede incluir la eliminación de sólidos gruesos y trapos, flotación para la separación de grasas y aceites y el desarenado.

En los tratamientos primarios se elimina una fracción de los sólidos en suspensión, sean orgánicos o minerales. En el caso de aguas residuales municipales los tratamientos primarios pueden reducir hasta en 50-65% los sólidos suspendidos y entre 25 y 50 % la DBO y DQO afluentes a una planta de tratamiento.

Algunos sistemas utilizados como tratamientos primarios pueden ser utilizados dentro de los procesos de tratamientos secundarios, y no necesariamente como tratamiento primario aislado. Tal puede ser el caso de la sedimentación.

Es de destacar que los procesos que se incluyen en esta categoría son los mismos que ya fueron tratados en el Capítulo 5. Por supuesto que las especificidades son diferentes para el tratamiento de aguas limpias que para aguas residuales.

Una secuencia de estos procesos puede ser la que se muestra en la figura 8.6.

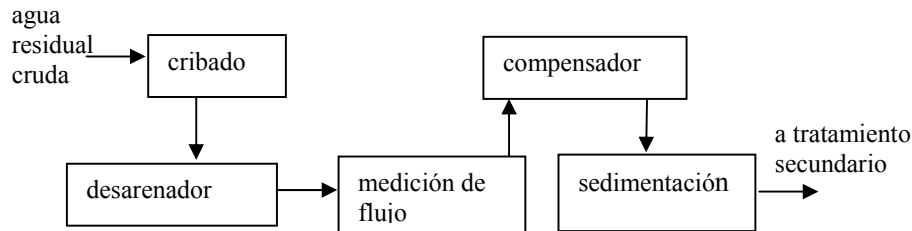


Figura 8.6. Esquema de secuencia común de tratamientos primarios

8.9 . Tratamientos secundarios

Los tratamientos secundarios están dirigidos a la eliminación de sólidos en suspensión que no hayan sido eliminados en la etapa de tratamiento primario, partículas coloidales, y contaminantes disueltos.

Los tratamientos secundarios son una combinación de diferentes procesos. Para los residuales biodegradables los tratamientos secundarios incluyen procesos biológicos y la sedimentación. Para residuales no biodegradables, los tratamientos secundarios están constituidos fundamentalmente por procesos químicos y físico-químicos.

Al igual que ocurre con los tratamientos primarios, muchos de los procesos químicos y físico-químicos para los tratamientos secundarios son similares a los que se emplean para el tratamiento de aguas para potabilización y para uso industrial. Adicionalmente hay otros muy específicos o particulares, entre los que se encuentran los electroquímicos, la oxidación: húmeda, catalítica, no catalítica, y la supercrítica.

8.9.1 Procesos electroquímicos

Los procesos electroquímicos están basados en la utilización de técnicas electroquímicas, haciendo pasar una corriente eléctrica a través del agua (que necesariamente ha de contener un electrolito) y provocando reacciones de oxidación-reducción. Por tanto se utiliza energía eléctrica como vector de descontaminación ambiental, siendo su costo uno de las principales desventajas de este proceso. Como ventajas cabe destacar la versatilidad de los equipos, la ausencia tanto de la utilización de reactivos como de la presencia de fangos y la selectividad, pues controlando el potencial de electrodo puede seleccionarse la reacción electroquímica dominante deseada.

La aplicación de los procesos electroquímicos está tomando auge en el tratamiento de aguas residuales industriales, a través de una oxidación ó reducción directa y en los que se sustituye la adición de reactivos químicos.

8.9.2 Oxidación húmeda

En la oxidación húmeda la materia orgánica, soluble o en suspensión, se oxida con oxígeno disuelto procedente de aire o corrientes gaseosas enriquecidas en oxígeno.

La química del proceso transcurre por acción de radicales formados a partir del oxígeno, que reaccionan con la materia orgánica. Por este motivo, la oxidación húmeda, tanto catalítica como no catalítica se incluye a veces entre los procesos avanzados de oxidación. La característica definitoria de estos últimos es la implicación de radicales hidroxilo como agentes oxidantes indirectos.

8.9.2.1 Oxidación húmeda no catalítica

Una característica esencial de los procesos de oxidación húmeda no catalítica es la formación de ácidos carboxílicos como productos finales no mineralizables y que esencialmente corresponden a los ácidos fórmico, acético y oxálico. La proporción de estos compuestos es variable en función de los parámetros de diseño del proceso, pero típicamente representan entre el 5 y 10% del carbono orgánico total (COT) del efluente de partida. Puesto que se trata de compuestos biodegradables, es posible limitar la extensión de la oxidación teniendo en cuenta que se trata de compuestos que no presentan problemas de toxicidad en depuradoras.

La oxidación húmeda se puede aplicar en corrientes cuyo contenido en materia oxidable oscile entre 500 y 15 000 mg.L⁻¹ de demanda química de oxígeno.

La temperatura de tratamiento de los procesos de oxidación húmeda es función de la naturaleza de los compuestos que se deben degradar, pero en general oscila entre 150 y 350°C con una presión de operación entre 2 y 20 MPa, dependiendo esencialmente de la temperatura. La eficiencia de eliminación de la DQO oscila entre el 75 y el 90%.

8.9.2.2 Oxidación húmeda catalítica

En casos en los que sea necesario alcanzar una alta velocidad de mineralización, el proceso de oxidación húmeda se puede llevar a cabo en presencia de catalizadores con el fin de acelerar la velocidad de la reacción de degradación de los compuestos orgánicos.

La oxidación húmeda catalítica es capaz, en la práctica, de mineralizar la totalidad de los contaminantes orgánicos junto con compuestos inorgánicos tales como cianuros y amoníaco. El catalizador hace posible la operación en condiciones de temperatura y presión más moderadas que las de la oxidación húmeda no catalítica y, por tanto, mejorar el balance económico del proceso.

La oxidación húmeda catalítica permite llevar a cabo la oxidación de compuestos orgánicos en agua a presión moderada, en general en el intervalo comprendido entre 1,5 y 5 MPa y a una temperatura entre 120°C y 250°C.

La eficiencia de reducción de DQO puede oscilar entre el 75% y el 99%. La oxidación húmeda catalítica está particularmente indicada en el caso de efluentes concentrados ($DQO > 10\,000\text{ mg.L}^{-1}$, para las cuales el proceso no requiere aporte externo de energía, o que contengan compuestos no biodegradables o tóxicos para los sistemas biológicos de depuración. El proceso no es eficaz económicamente frente a los procesos más avanzados de oxidación en el caso de efluentes con baja concentración ($DQO < 5\,000\text{ mg.L}^{-1}$).

8.9.3 Oxidación supercrítica

Se acude a la oxidación supercrítica fundamentalmente cuando hay predominio de compuestos tóxicos y refractarios a los tratamientos convencionales.

En los procesos de oxidación húmeda catalítica y no catalítica el oxidante primario debe atravesar la interfase gas-líquido. Esto impone limitaciones al diseño de reactores puesto que debe de tenerse en cuenta una posible limitación a la velocidad de transferencia de materia. Si se rebasa el punto crítico del agua (647 K, y 22 MPa) desaparece la diferencia entre fases a la vez que los coeficientes de transporte alcanzan valores elevados, lo que permite operar con velocidades de oxidación elevadas. De esta forma, los compuestos orgánicos tóxicos y refractarios a la oxidación pueden degradarse con gran eficacia a temperaturas comprendidas entre 400 y 650° C y presión mayor de 25 MPa, con tiempos de residencia muy pequeños (30-90 s). Mediante la oxidación supercrítica pueden obtenerse eficiencias de reducción de hasta 99% cuando la DQO inicial es mayor de 50 000 mg.L^{-1} .

8.9.4 Procesos avanzados de oxidación (PAO)

Los procedimientos avanzados de oxidación se definen como “aquellos procesos de oxidación que implican la generación de radicales hidroxilo en cantidad suficiente para interaccionar con los compuestos orgánicos del medio”. Se trata de una familia de métodos que utilizan la elevada capacidad oxidante de los radicales $\text{HO}\cdot$ y que se diferencian entre sí en la forma en la que los generan.

Los más comunes utilizan combinaciones de ozono (O_3), peróxido de hidrógeno (H_2O_2), radiación ultravioleta y fotocatalisis.

Debido al costo, su utilización debe restringirse a situaciones en las que otros procesos más baratos, como los biológicos, no sean posibles. Su máximo potencial se explota cuando se consiguen integrar con otros tratamientos, como la adsorción o los tratamientos biológicos, a fin de conseguir la máxima economía de oxidante.

Una consecuencia de la elevada reactividad del agente oxidante es que los procesos avanzados de oxidación se caracterizan también por su baja selectividad; pero lo que en un proceso de producción puede ser una desventaja, es sin embargo una característica deseable en el caso de la eliminación de contaminantes de aguas residuales.

Una característica común a todos los procesos avanzados de oxidación es su capacidad para tratar efluentes con concentraciones menores que 5 000 mg.L^{-1} de DQO. Para mayores concentraciones, el elevado consumo de agente oxidante y la mejora en el balance

Menéndez, C.

energético del proceso, hacen preferibles las técnicas de oxidación directa tales como la oxidación húmeda.

8.9.5 Adsorción

El proceso de adsorción consiste en la captación de sustancias solubles en la superficie de un sólido. Un parámetro fundamental en este caso es la superficie específica del sólido, dado que el compuesto soluble a eliminar se ha de concentrar en la superficie del mismo. Puede ser utilizada para la eliminación de contaminantes solubles no biodegradables, aunque también es considerado como un tratamiento de refino, y por lo tanto a emplear al final de los sistemas de tratamientos más usuales, especialmente con posterioridad a un tratamiento biológico.

La aplicación de la operación de adsorción es amplia, incluyendo un extenso abanico de sustancias orgánicas (colorantes, fenol, mercaptanos, etc) hasta metales pesados en todos sus estados de oxidación.

En la tabla 8.3 se ofrece información sobre algunos factores que inciden en los procesos de adsorción y la manera en que lo hacen.

Tabla 8.3 . Factores que afectan la adsorción

Factor	Incidencia
Solubilidad	Menor solubilidad, mejor adsorción
Estructura molecular	Más ramificada, mejor adsorción
Peso molecular	Grandes moléculas, mejor adsorción
Polaridad	Menor polaridad, mejor adsorción.
Grado de saturación	Insaturados, mejor adsorción.

El sólido universalmente utilizado como adsorbente en el tratamiento de aguas residuales es el carbón activado, aunque para ciertas aplicaciones se desarrollan otros materiales sólidos naturales y modificados que mejoran sus propiedades adsorbentes.

Hay dos formas clásicas de utilización de carbón activado, con distintas propiedades, y utilizado en diferentes aplicaciones: carbón activado en polvo, y carbón activado granular.

8.9.5.1 Carbón activo en polvo (CAP)

Generalmente las isotermas de adsorción se determinan empleando CAP. En operación en discontinuo se utiliza para la eliminación de algunos contaminantes inorgánicos. Se adiciona al agua a tratar, y pasado un tiempo de contacto con agitación, se dejan sedimentar las partículas para su separación.

Este tipo de carbón también se utiliza adicionándolo a reactores en los que tienen lugar procesos biológicos, cuando el agua contiene elementos orgánicos que pueden resultar tóxicos.

8.9.5.2 Carbón activado granular (CAG)

El CAG se utiliza en columnas en la que el agua entra por la parte inferior y asciende hacia la superior. Se suele utilizar para eliminar elementos traza, especialmente orgánicos, que pueden estar presentes en el agua, que comúnmente le confieren color y mal olor, y que habitualmente son resistentes a los tratamientos biológicos.

La viabilidad económica de este proceso depende de la existencia de un medio eficaz de regeneración del sólido una vez agotada su capacidad de adsorción. El GAC se regenera fácilmente por oxidación de la materia orgánica y su posterior eliminación de la superficie del sólido en un horno. Las propiedades del carbón activado se deterioran con el uso continuado, por lo que es necesario reponer parte del mismo por carbón virgen en cada ciclo. Por otro lado el CAP es más difícil de regenerar, y a su vez más fácil de producir.

El costo es un aspecto importante a la hora de la elección del adsorbente. Alternativas al carbón activado son las zeolitas, arcillas (montmorillonita, sepiolita, bentonita, etc.), y los denominados adsorbentes de bajo costo, procedentes en su mayor parte de residuos sólidos orgánicos.

8.9.6 Coagulación-floculación

La coagulación floculación puede ser efectiva en el tratamiento de aguas residuales reduciendo la concentración de contaminantes inorgánicos. También puede dar buenos resultados para la disminución de la concentración de compuestos orgánicos de alta masa molecular y resistente a la degradación biológica.

8.9.7 Tratamientos biológicos

Los procesos biológicos son indicados para tratar aguas residuales que contienen contaminantes biodegradables. En estos procesos el agua residual se pone en contacto con una población mixta de microorganismos, y los compuestos contenidos en el agua, que le confieren el carácter contaminante, constituyen el sustrato que ha de ser consumido por los microorganismos. Las poblaciones microbianas son usualmente una mezcla muy compleja de diferentes géneros y especies de bacterias, hongos y protozoos.

El efecto que producen los procesos biológicos sobre las aguas residuales es el de la coagulación y eliminación de sólidos coloidales no sedimentables, su asimilación por los microorganismos y la estabilización de la materia orgánica.

Los tratamientos biológicos se basan en la utilización de microorganismos capaces de asimilar sustancias en suspensión o disueltas presentes en el agua residual a fin de incorporarlas al metabolismo celular y de obtener energía para sus funciones vitales y promover el desarrollo somático.

Las principales interacciones que ocurren entre las diversas especies microbianas son:

- 1) Competición, que se refiere, como el nombre lo indica, a una competencia en el uso de un determinado nutriente
- 2) Predación, que ocurre cuando un organismo se alimenta de otro, cuando uno ingiere a otro como sucede en el caso de una ameba o un protozoo que ingiere a células de levaduras o de algas.
- 3) Parasitismo, cuando uno se aprovecha o vive a expensas de otro que generalmente muere
- 4) Comensalismo, cuando dos organismos viven simultáneamente sin beneficiarse ni molestar
- 5) Mutualismo, cuando dos organismos se benefician mutuamente
- 6) Amensalismo, que se refiere al caso de la excreción de un factor, por parte de un organismo, que es dañino para el otro, como es el caso de la formación de un antibiótico por un hongo que inhibe el desarrollo de una bacteria.

Los procesos que tienen lugar en los tratamientos biológicos de las aguas residuales son los mismos que ocurren de manera espontánea en la naturaleza en cualquier cuerpo de agua que recibe contaminantes. La diferencia entre unos y otros es que la ciencia y la tecnología es capaz de ejercer control sobre las transformaciones que tienen lugar en tales procesos creando condiciones para hacerlos más intensivos y eficientes. Con un control adecuado de las condiciones ambientales (presencia o ausencia de oxígeno pH óptimo y temperatura, entre otras), es posible obtener un desarrollo de una biomasa capaz de depurar el agua residual hasta alcanzar el grado de tratamiento deseado.

8.10 Diferencias entre tratamiento biológico de efluentes y otros procesos biotecnológicos industriales

Es interesante comparar los procesos de tratamiento de aguas residuales con otros que se utilizan en Microbiología Industrial. En la tabla 8.4 se observan las principales diferencias y semejanzas.

Tabla 8.4. Diferencias y semejanzas entre los tratamientos biológicos y otros procesos biotecnológicos

	Tratamiento biológico	Otros procesos biotecnológicos
Sustratos	No se selecciona	Seleccionado
Medio de cultivo	Sólo se agrega N y P	predeterminado
Microorganismo	Población mixta	Cultivo seleccionado
Sustancias tóxicas	Pueden estar presentes	Se excluyen
pH	No siempre controlado	Controlado
Temperatura	No siempre controlada	Controlada
Tipo de reactores	Abierto	Rara vez abierto
Esterilización	Nunca	Casi siempre
Principios de aireación y agitación	similares	
Cinética del crecimiento	similares	

8.11 Tratamientos terciarios

Los tratamientos terciarios en ocasiones son denominados tratamiento de pulido, y tienen fines muy específicos, en aquellos casos que sea preciso obtener un efluente de alta calidad. Generalmente están constituidos por procesos físico-químicos de diverso tipo. Algunos de estos tratamientos se resumen en la tabla 8.5

Tabla 8.5. Algunos tratamientos terciarios y usos frecuentes

Objetivo principal	Proceso a emplear
Eliminación de sólidos suspendidos	Filtración Microtamices
Eliminación de nitrógeno	Nitrificación / desnitrificación
Eliminación de nitratos	Desnitrificación
Eliminación física o química de nitrógeno	Arrastre por aire Cloración hasta el punto de ruptura Intercambio iónico
Eliminación química del fósforo	Precipitación con sales metálicas Precipitación con cal
Eliminación de compuestos tóxicos y refractarios	Carbón activado Oxidación química Lodo activado-carbón activado en polvo
Eliminación de sólidos inorgánicos disueltos	Precipitación química Intercambio iónico Ósmosis inversa Electrodialisis Ultrafiltración
Eliminación de COVs	Volatilización y arrastre por gas; columnas con relleno orgánico

BIBLIOGRAFÍA

1. Domènech, X. W.Jardim, y M. Litter. Procesos Avanzados de Oxidación para la Eliminación de Contaminantes. En:
<http://www.psa.es/webeng/solwater/files/CYTED01/06cap01.pdf>
2. Gómez, L., A. Urkiaga, M. Gutiérrez, y L. de las Fuentes. (2000). Fotooxidación de vertidos químicos. Revisión y experiencias de procesos de oxidación avanzada Ingeniería Química pp211-216.
En: <http://www.autoprofesional.com/html/files/pdf/amb/iq/371/19articulo.pdf>
3. Ingeniería de Aguas Residuales/Pretratamiento. (2010). En:
http://es.wikibooks.org/wiki/Ingenier%C3%ADa_de_aguas_residuales/Pretratamiento)
4. La Foto-oxidación en el Tratamiento de Aguas Residuales. En:
<http://www.infoambiental.es/html/files/pdf/amb/iq/358/17articulo.pdf>
5. Menéndez, C. y J. Pérez O. (2007). Procesos para el Tratamiento Biológico de Aguas Residuales Industriales. Ed. Félix Varela.
6. Metcalf and Eddy (1996) Wastewater engineering Treatment, Disposal and Reuse. Tercera edición, Mc Graw-Hill, Inc New York
7. Rodríguez Fernández-Alba, A. y otros (2006). Tratamientos Avanzados de Aguas Residuales industriales. VT-2 Informe de Vigilancia Tecnológica. IV Programa Regional de Ciencia y Tecnología de la Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid.
<http://www.madrimasd.org/cienciaysociedad/resenas/ensayos/resena.asp?id=252>
8. Sincero, A, and G. Sincero. (1996). Environmental Engineering. A Design approach. Prentice Hall.
9. Tecnologías Avanzadas de Oxidación. Procesos Avanzados de Oxidación. En:
<http://www.miliarium.com/prontuario/MedioAmbiente/Aguas/TAO.htm>
10. Terry, C. J. Gutiérrez y M. Abó. (2010). Manejo de Aguas Residuales en la Gestión Ambiental. CIGEA. CITMA.

CAPÍTULO 9

PRINCIPIOS BÁSICOS DE LA OXIDACIÓN BIOLÓGICA

9.1 Introducción

La eliminación de la materia orgánica biodegradable, aunque no el único, constituye el objetivo primario del tratamiento biológico de las aguas residuales.

El mecanismo más importante para la disminución del contenido de materia orgánica presente en el agua residual, es el metabolismo bacteriano. El metabolismo consiste en la utilización por parte de los microorganismos, de la materia orgánica como fuente de energía y carbono para generar nueva biomasa. Aunque en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales a lo que se aspira en principio es a la eliminación total o parcial de la materia orgánica contaminante o sustrato, la producción de biomasa está íntimamente relacionada con ese proceso, y es prácticamente inevitable que ocurra. La producción de biomasa en estos casos puede entonces considerarse como una contaminación secundaria.

Cuando la materia orgánica es metabolizada, parte de ella es transformada en productos finales, en el proceso de “catabolismo”. El catabolismo va acompañado por la liberación de energía. Otro proceso, el de “Anabolismo ó Síntesis” ocurre simultáneamente. Durante este último parte de la materia orgánica se transforma en nuevo material celular.

9.2 Microorganismos en los procesos biológicos

Los procesos biológicos asociados al tratamiento de aguas residuales se caracterizan porque en ellos intervienen cultivos mixtos de microorganismos. Algunos de éstos son descomponedores y se alimentan directamente de la materia orgánica disponible. Otros son depredadores y se alimentan de otros microorganismos inferiores, apreciándose en estos sistemas lo que puede considerarse parte de una cadena alimentaria. Entre los microorganismos presentes los más significativos son: Bacterias, hongos, protozoos, rotíferos, crustáceos y algas.

9.2.1 Bacterias

Las bacterias constituyen un grupo de especies de forma simple, que emplea sustrato soluble para su alimentación y es capaz de autoreproducirse. Es al mismo tiempo, el grupo más diverso de microorganismos. Al no tener membrana nuclear, son procariotas. En la figura 9.1 puede apreciarse el esquema de una bacteria.

Las bacterias son osmotróficas. O sea, todo el sustrato que ingieren está disuelto. Su reproducción es asexual y su movilidad es debida a la existencia de flagelos muy sencillos.

Las células bacterianas se rodean de una capa mucilaginosa compuesta usualmente de polisacáridos, polipéptidos o complejos polisacárido-proteico. Esto permite que se asocien una a otras formando grandes colonias con numerosas células encerradas en una gruesa cubierta mucilaginosa común, como es el caso de la Zooglea ramígera. Figura 9.2. La existencia de la zooglea facilita la sedimentación de las bacterias. Además parte del sustrato no disuelto queda “atrapado” en la zooglea, donde es transformado por exoenzimas en compuestos más simples para que posteriormente puedan ser asimilados por las bacterias.

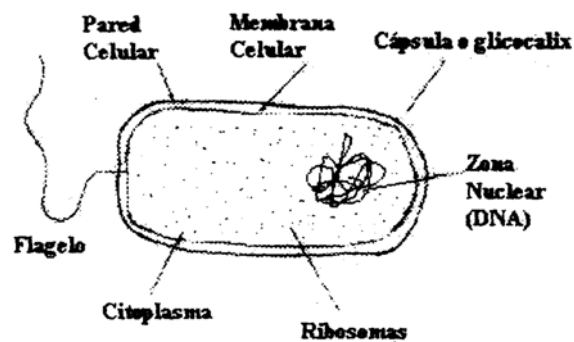


Figura 9.1. Esquema de una célula procariota

Algunas bacterias tienen facilidad para formar esporas cuando el medio le es adverso. La espora es un estado no vegetativo en el que la membrana celular se cubre de varias cubiertas que la hacen resistente al calor y la falta de humedad. La situación se revierte a estado vegetativo una vez que desaparecen las condiciones adversas que motivaron el esporulamiento.

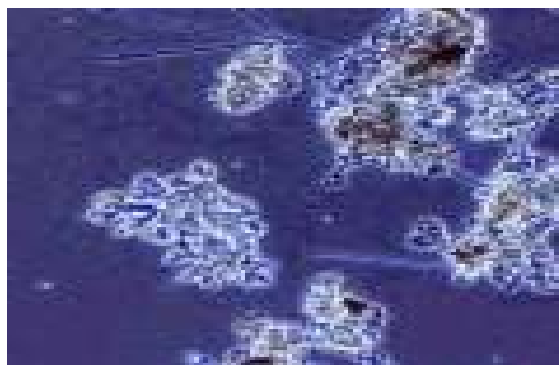


Figura 9.2. Microfotografía de zooglea

2.2 Protozoos

Los protozoos son microorganismos unicelulares. Ciertos protozoos se alimentan de organismos procariontas, y otros lo hacen de eucariotas. También los hay sapróbicos, por lo que degradan la materia orgánica. Sin embargo las bacterias degradan estos compuestos con más facilidad. Figura 9.3.

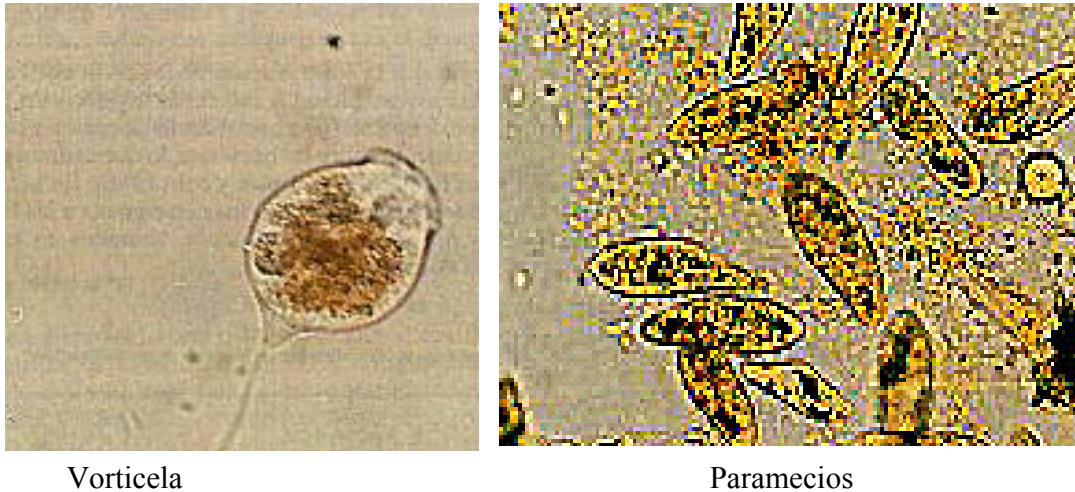


Figura 9.3. Protozoos típicos en los procesos biológicos de tratamientos de aguas residuales

Los protozoos son protistas móviles debido a que poseen flagelos o cilios. Por lo general son aerobios, aunque también los hay anaerobios. Su reproducción es por fisión binaria.

Estos organismos microscópicos tienen un sistema digestivo complejo y emplean la materia orgánica insoluble como fuente de carbono y energía. Los protozoos son un puente vital en la cadena trófica acuática, ya que se alimentan de bacterias y algas. Se encuentran distribuidos en una variedad de hábitat tanto de aguas dulces como saladas y algunos se encuentran creciendo en el suelo o sobre la superficie de los árboles, la mayoría son de vida libre y algunos son parásitos de animales y del hombre.

9.2.3 Algas

Las algas pueden desempeñar un papel importante en el tratamiento de aguas residuales, particularmente en las lagunas de oxidación. Muchas especies no son dañinas, pero sí molestas en el tratamiento de aguas. Algunas especies de algas pueden inducir a problemas de color y olor en aguas de abasto cuando se encuentran presentes en grandes cantidades. Son fotosintetizadoras, unicelulares o multicelulares. Se identifican 3 grandes grupos en función de su color: verdes, carmelitas y rojas. Pudiera destacarse un cuarto grupo, las llamadas algas verdiazules o cianobacterias. En realidad las algas verdiazules se encuentran muy abajo en la clasificación taxonómica y no está muy clara su diferencia entre algas y bacterias, de ahí su doble denominación.

El crecimiento excesivo de algas es característico de cuerpos de agua eutróficos, consecuencia del proceso natural de muerte de las mismas o de contaminación antropogénica.

9.2.4 Hongos

Los hongos son microorganismos heterótrofos. Actúan como descomponedores, degradando la materia orgánica compleja inerte presente en el medio ambiente hasta compuestos orgánicos simples y moléculas inorgánicas. Poseen membrana nuclear, por lo tanto son eucariotas, siendo la mayoría aerobios estrictos, aunque algunos suelen ser facultativos. Pueden ser unicelulares o pluricelulares.

Un grupo importante de ellos son filamentosos. Por esta razón su presencia en determinada concentración puede originar dificultades en las plantas de tratamiento de aguas residuales dando lugar a efluentes de baja calidad debido a que dificultan los procesos de sedimentación.

Los hongos toleran valores de pH más bajos que las bacterias y sus necesidades de nutrientes como nitrógeno y fósforo también son menores. Esto les posibilita una mayor subsistencia en condiciones de baja concentración de nutrientes que a las bacterias. En la figura 9.4 se presenta una microfotografía de una colonia de hongos filamentosos.



Figura 9.4. Microfotografía de una colonia de Nocardia

9.2.5 Rotíferos

Los rotíferos son animales aerobios, heterótrofos, y el organismo multicelular más simple que se conoce. Son depredadores de organismos inferiores por ello, al igual que los protozoos, juegan un papel importante en las unidades de tratamiento biológico de aguas residuales al favorecer la floculación y sedimentación de los lodos. Generalmente se encuentran presentes en menor concentración que los protozoos. Figura 9.5.



Figura 9.5. Microfotografía de rotífero de un sistema de lodo activado

9.2.6 Crustáceos

Son animales estrictamente aerobios, heterótrofos y multicelulares. También son depredadores. Su presencia entre los organismos de los tratamientos biológicos, indica un relativo alto nivel de depuración del agua residual. Figura 9.6



Figura 9.6. Crustáceo. Organismo típico de un proceso biológico con buen nivel de depuración

9.3. Clasificación de los microorganismos según sus requerimientos nutricionales

Los microorganismos necesitan de fuentes de carbono y energía para realizar su proceso metabólico, al igual que el resto de los organismos vivos. De acuerdo con la fuente de carbono los organismos se clasifican en:

- Autótrofos. Cuando la fuente de carbono es el CO_2
- Heterótrofos. Cuando asimilan el carbono de los compuestos orgánicos

Desde el punto de vista de la fuente de energía los organismos se clasifican en:

- Fototrofos. Adquieren la energía de la luz solar
- Quimiotrofos. Toman la energía de las reacciones de oxidación-reducción de los compuestos orgánicos e inorgánicos

Según la fuente de carbono, los fototrofos a su vez se subdividen en fotoautótrofos y fotoheterótrofos, según la fuente de carbono que utilicen, mientras que los quimiotrofos pueden también ser quimioautótrofos o quimioheterótrofos.

Los quimioheterótrofos son el grupo nutricional de microorganismo más común. En este grupo se incluyen a la mayoría de las bacterias, los hongos y los protozoos. Los microorganismos quimioheterótrofos obtienen su energía de la oxidación de la materia orgánica la cual utilizan también como fuente de carbono.

Las bacterias nitrificantes, que se encuentran ampliamente distribuidas en el suelo, el agua y son especialmente importantes en el tratamiento biológico de las aguas residuales, pertenecen a los quimioautótrofos. O sea, toman la energía de la oxidación del NH_4^+ hasta NO_3^- , y el carbono de los compuestos inorgánicos.

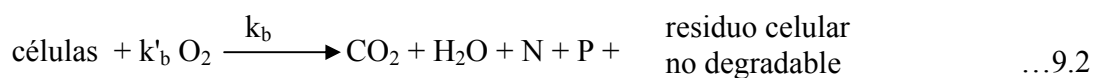
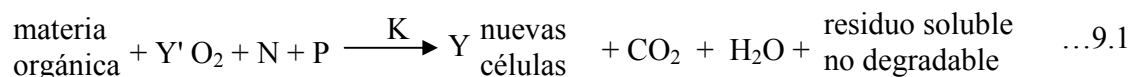
9.4. Biodegradación

Cuando la materia orgánica es eliminada de un medio acuoso aerobio debido a la acción de microorganismos, ocurre un grupo de procesos que pueden resumirse en dos fenómenos básicos:

1. el oxígeno es consumido por los microorganismos para obtener energía y sintetizar nueva masa celular
2. los microorganismos experimentan la auto-oxidación progresiva de su masa celular cuando no disponen de suficiente alimento para su subsistencia

La autooxidación tiene lugar como una respuesta de los microorganismos al agotamiento de las sustancias de reserva acumuladas en su citoplasma. Estas sustancias son fundamentalmente polisacáridos y lípidos y son considerados como sustrato endógeno de los microorganismos que permanecen en el medio.

Las reacciones que representan ambos fenómenos globales se expresan por las ecuaciones:



Para el ingeniero a cargo del diseño u operación de una estación de tratamiento de aguas residuales industriales es de sumo interés conocer la velocidad a la que ocurren estas reacciones, la cantidad que se necesita de oxígeno y nutrientes, así como la cantidad de biomasa que se produce.

En la ecuación 9.1, la K es el coeficiente de biodegradabilidad de la mezcla de compuestos orgánicos en el agua residual, representada por la DBO. El coeficiente Y' es la fracción de DBO que es eliminada y oxidada para producir energía, mientras que Y es la fracción eliminada de DBO que es utilizada para síntesis. Por otra parte, en la ecuación 9.2, k_b es la fracción de biomasa degradable que es oxidada cada día, y k'_b es el oxígeno necesario para esa oxidación.

Una pequeña fracción de la DBO eliminada en los procesos de biooxidación se transforma en un residuo no degradable que no se refleja en la DBO, sino en la DQO y preferiblemente en el Carbono Orgánico Total (COT).

9.5. Metabolismo microbiano

El metabolismo es el conjunto de las actividades químicas de las células vivas. Se divide en dos fases: catabolismo y anabolismo.

9.5.1 Catabolismo

Se denomina catabolismo a la serie de reacciones bioquímicas que transforman químicamente parte de la materia orgánica a productos finales más simples, en un proceso que es acompañado por la liberación de energía.

En primer lugar, la materia orgánica debe penetrar dentro de la célula a través de la membrana citoplásmica. Si la materia orgánica está en forma disuelta, puede penetrar directamente. La materia orgánica en forma suspendida o coloidal, es decir en forma de partículas o grandes moléculas, deben reducirse de tamaño e hidrolizarse por exoenzimas producidas por la propia célula. La penetración de la pared celular puede ser simple, es decir directa, o necesitar la ayuda de sistemas enzimáticos. Una vez en el interior de la célula, el sustrato o materia orgánica asimilable puede oxidarse. Esta oxidación se produce en etapas a través de un mecanismo complejo, interviniendo cadenas de enzimas y coenzimas que actúan de forma progresiva.

9.5.2 Anabolismo

El “Anabolismo ó Síntesis” ocurre simultáneamente al catabolismo. Es el procedimiento mediante el cuál parte de la materia orgánica contaminante se transforma en nuevo material celular.

Se define al anabolismo como el conjunto de fases del metabolismo, que dan como resultado la síntesis de los componentes orgánicos del protoplasma que son necesarios para

el crecimiento y la reproducción. Estos componentes son polímeros simples que para su formación necesitan de energía y sustrato.

Las reacciones anabólicas y catabólicas ocurren mediante un intercambio continuo de energía representada en la figura 9.7 a través de la transformación del Adenosín Trifosfato (ATP) en Adenosín Difosfato (ADP).

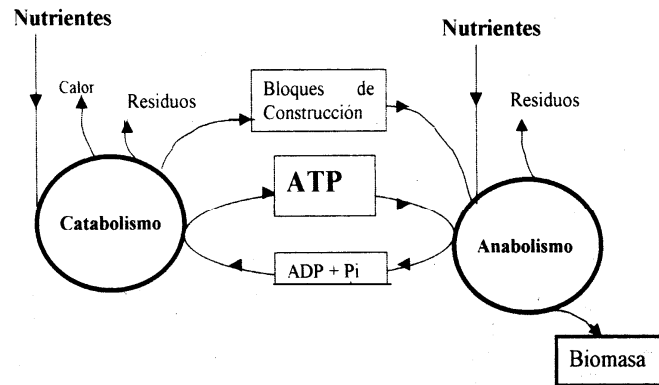


Figura 9.7. Intercambio de energía en los procesos metabólicos

La energía liberada en las reacciones catabólicas se conserva mediante la formación del adenosín trifosfato (ATP). El ATP está compuesto por la adenina, una pentosa, la ribosa, y tres grupos fosfatos, de los que dos forman enlaces ricos de energía. El ATP es el portador primario de energía. El ATP se hidroliza a ADP (adenosín difosfato), liberando energía que es utilizada por las células en las reacciones de biosíntesis, transporte activo, movimiento, y otra parte en forma de calor. Posteriormente el ADP puede captar parte de la energía producida en la oxidación catabólica, y convertirse nuevamente en ATP.

Un esquema mucho más simplificado se muestra en la figura 9.8.

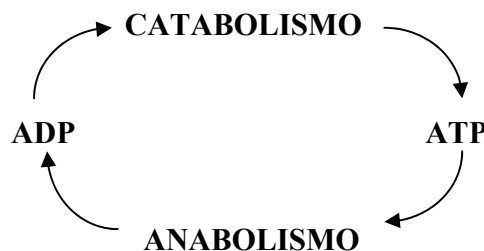


Figura 9.8. Relación anabolismo-catabolismo. Por cada mol de ATP transformado en ADP se liberan 8,4 kcal.

9.6. Enzimas microbiológicas

Las actividades celulares dependen de la utilización que los microorganismos hagan de los nutrientes. Todas las reacciones que intervienen en la actividad celular están controladas por enzimas. Las enzimas son catalizadores de los procesos biológicos y actúan con un alto carácter selectivo. En general las enzimas catalizan 3 tipos de reacciones:

- hidrólisis
- oxidación
- síntesis

Las enzimas hidrolíticas son extracelulares, y se utilizan para hidrolizar sustancias alimenticias insolubles, transformándolas en compuestos simples solubles capaces de atravesar la pared celular.

Las enzimas de oxidación-reducción están directamente relacionadas con la energía para el crecimiento y mantenimiento de las funciones de la célula. Son intracelulares. Las reacciones de oxidación-reducción incluyen la adición o eliminación de oxígeno o hidrógeno.

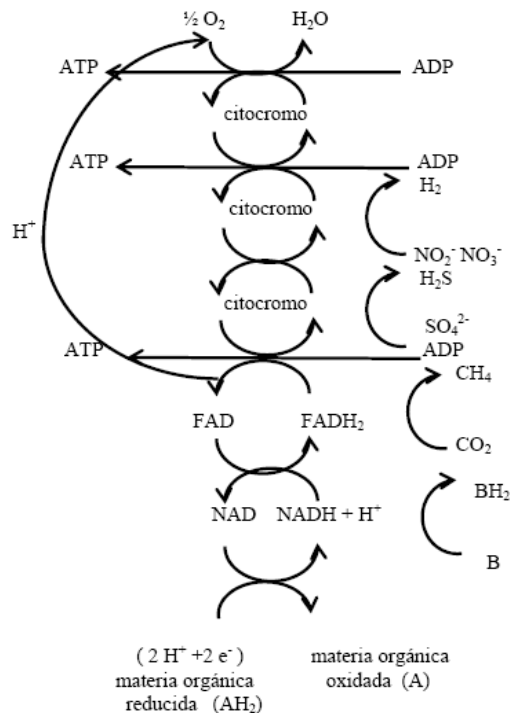


Figura 10. Esquema de los procesos redox hasta la transferencia de electrones al último aceptor. Metabolismo aerobio, anaerobio y anóxico.

La mayoría de los microorganismos oxidan sus alimentos mediante la eliminación enzimática de hidrógeno de sus moléculas. Así, las enzimas denominadas de-hidrogenasas separan el hidrógeno de la molécula que lo contiene, pasando de un sistema enzimático a otro, hasta que es utilizado para reducir al aceptor de hidrógeno final. El aceptor final de hidrógeno viene dado por la naturaleza aerobia o anaerobia del medio y por el carácter de los organismos que intervienen. Para los procesos aerobios, el aceptor final es el oxígeno. En condiciones anaerobias los que actúan como aceptores finales de hidrógeno, son compuestos oxidados, que finalmente se reducen. Figura 9.9.

9.7. Características de las reacciones de redox

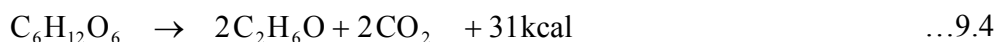
Los procesos catabólicos, constituyen una secuencia de reacciones de oxidación-reducción en los que el último aceptor de electrones puede ser el oxígeno u otra especie química. La presencia o no de oxígeno molecular como último aceptor de electrones en los procesos redox, permite clasificar los microorganismos en 3 categorías:

- aerobios
- anaerobios
- facultativos

Los microorganismos aerobios utilizan el oxígeno molecular como último aceptor de electrones para su función metabólica. Los aerobios estrictos no pueden subsistir en ausencia de oxígeno. Los anaerobios no utilizan el oxígeno molecular oxígeno para esa función. Los facultativos, aunque crecen a mayor velocidad en un medio aerobio, pueden utilizar también otros compuestos diferentes al oxígeno como aceptores de electrones. La *Escherichia coli*, un coliforme común, es una bacteria facultativa.

El tipo de aceptor de electrones utilizado por los microorganismos indica el grado de desarrollo de la reacción resultante y la cantidad de energía que llega a estar disponible para el crecimiento y mantenimiento de la célula.

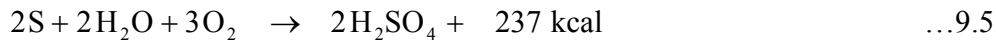
Los microorganismos heterótrofos, aerobios y facultativos, generalmente oxidan completamente el sustrato, no ocurriendo lo mismo en el caso de los anaerobios. En el siguiente ejemplo puede apreciarse la diferencia en la producción de energía según el metabolismo:



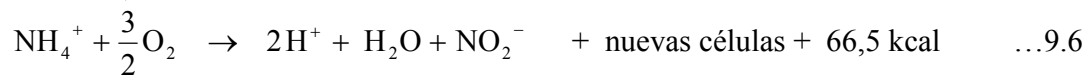
En la ecuación 9.3, la oxidación del compuesto es completa, y en consecuencia se libera la máxima cantidad de energía. Así mismo la oxidación completa puede ocurrir en los facultativos.

En la ecuación 9.4, correspondiente a un proceso anaerobio, la oxidación de la glucosa es solo parcial y hay menos liberación de energía que en la primera.

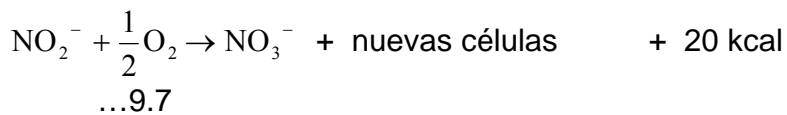
Algunas bacterias aerobias autótrofas pueden también oxidar completamente los compuestos inorgánicos que utilizan como fuente de energía.



Sin embargo, las Nitrosomonas, que son también autótrofas, sólo oxidan parcialmente al amoníaco,



Es necesaria la presencia de otro género de bacterias autótrofas, las nitrobacter, para lograr la oxidación del NO_2^- a NO_3^- ,



Las ecuaciones 9.6 y 9.7 representan las reacciones que tienen lugar durante la nitrificación. En los sistemas en los que se pretende un efluente nitrificado no es común encontrar el nitrógeno en forma de nitrito. En la mayoría de los casos de nitrificación el nitrógeno aparece como nitrato.

9.8. Cinética de los procesos de bio-oxidación

La cinética de los procesos de bio-oxidación puede ser estudiada desde dos puntos de vista:

- cinética del consumo de sustrato o DBO
- cinética del crecimiento de la biomasa o SSV

9.8.1 Cinética del consumo de sustrato

Existen muchos modelos que pretenden explicar el mecanismo del consumo de la DBO. Todos ellos coinciden en que para altos valores de DBO, su velocidad de disminución por unidad de biomasa es constante, hasta que se alcanza una concentración de DBO limitante por debajo de la cual la velocidad se hace dependiente de la concentración y disminuye con el decrecimiento de ésta.

Al estudiar la velocidad con la que se reduce o elimina la concentración de DBO debe tenerse en cuenta que exceptuando casos muy particulares y que muy pocas veces se presentan, la DBO de las aguas residuales es debida a una mezcla de compuestos de diferentes características y concentración. O sea, al considerar la DBO como sustrato se está partiendo de considerar que es un sustrato constituido por una mezcla de componentes de diferente estado de agregación, complejidad estructural, concentración y biodegradabilidad. Por ello en los tratamientos biológicos de aguas residuales una fracción de los compuestos que aportan la DBO se degradará más rápidamente que otra. Figura 9.10

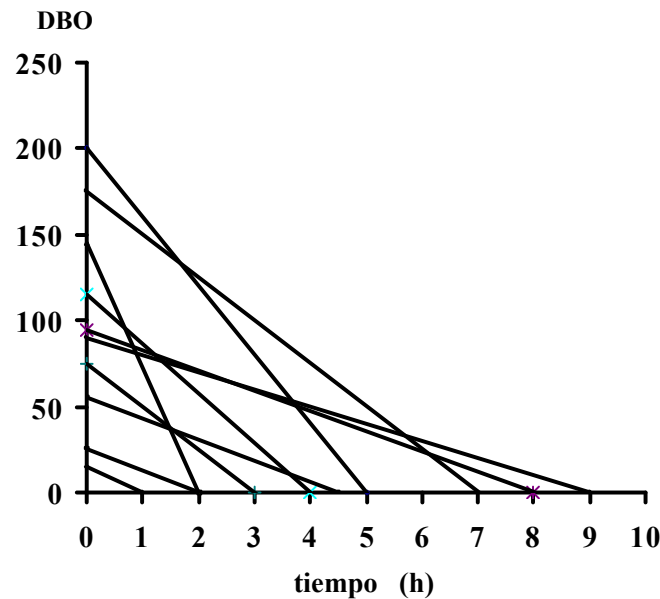


Figura 9.10. Diferentes constituyentes de un agua residual se degradan a velocidades diferentes

En la práctica no toda la DBO soluble pasa desde un principio a través de la pared celular. Hay compuestos que aún siendo solubles, su estructura puede ser lo suficientemente compleja que se requiere que las exoenzimas de las células lo transformen en compuestos más simples antes de penetrar la pared celular. Esta transformación y preparación enzimática puede llegar a ser relativamente lenta, y constituir un factor limitante de la reacción global de degradación de DBO y síntesis de nuevas células.

- la DBO rápidamente biodegradable, que normalmente está constituida por compuestos simples y solubles, pasa directamente a través de la membrana celular. Una parte de ellos se metaboliza a alta velocidad y otra queda almacenada y es transformada más lentamente
- la DBO de compuestos en suspensión y coloidales, que representa la mayor parte de la DBO lentamente biodegradable, es adsorbida sobre la célula en un efecto de almacenamiento sobre la membrana citoplásmica

Los compuestos almacenados experimentan posteriormente un proceso de hidrólisis por acción enzimática para formar sustratos más asimilables.

Entre los modelos más utilizados para expresar la cinética del consumo de DBO está el de primer orden, que expresa que la velocidad de disminución de la DBO depende de su concentración:

$$\frac{dS}{dt} = -kS \quad \dots 9.8$$

donde

S: concentración de DBO (mg.L^{-1})

k: constante de velocidad de degradación de la DBO (h^{-1})

Como elemento representativo de la concentración de sustrato en el modelo cinético, además de la DBO es costumbre utilizar la DQO y el COT.

El consumo de sustrato (DBO) tiene asociado indisolublemente el crecimiento de biomasa (SSV). Por pequeño que sea el consumo de DBO, siempre hay que considerar el crecimiento de SSV $\left(\frac{dX}{dt}\right)$. La relación entre ambos se expresa a través del rendimiento,

$$\frac{dX}{dt} = -Y \frac{dS}{dt} \quad \dots 9.9$$

donde

X: concentración de biomasa ó de sólidos suspendidos volátiles (mg.L^{-1})

La concentración de biomasa se expresa en términos de los sólidos suspendidos volátiles (SSV).

Y: rendimiento; $\frac{\text{SSV producidos}}{\text{DBO eliminado}} \quad \dots 9.10$

La disminución de la DBO y el crecimiento simultáneo de la biomasa están representadas en la figura 9.11.

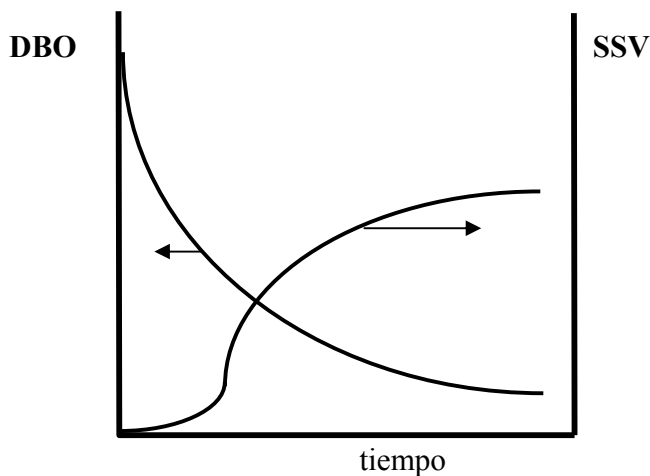


Figura 9.11. Variación simultánea de la DBO y la biomasa

9.8.2 Cinética del crecimiento de la biomasa

El crecimiento de biomasa es un proceso autocatalítico. Por tanto, la velocidad de crecimiento de biomasa (SSV) puede expresarse,

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad \dots 9.11$$

donde

μ : velocidad específica de crecimiento (h^{-1})

X: concentración de SSV (mgL^{-1})

A su vez la velocidad específica de crecimiento comúnmente se relaciona con la concentración de sustrato a través de la ecuación de Monod,

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad \dots 9.12$$

donde

μ_{\max} : velocidad específica de crecimiento máxima

K_s : constante de saturación, ó concentración de sustrato para la cuál $\mu = \frac{1}{2} \mu_{\max}$

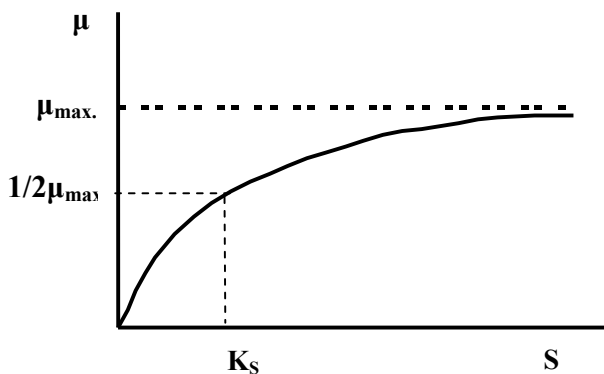


Figura 19.12 Representación gráfica de la ecuación de Monod

Sustituyendo la ecuación 9.12 en 9.11,

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} X \quad \dots 9.13$$

O sea, la velocidad de crecimiento de biomasa depende de la concentración de DBO y de la propia concentración de biomasa existente.

Teniendo en cuenta las ecuaciones 9.9 y 9.13, una forma de expresar la velocidad de consumo de la DBO relacionándola con la concentración de biomasa está dada por la ecuación 9.14.

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_{\text{máx}}}{Y} \frac{S}{K_S + S} X \quad \dots 9.14$$

Tal como se aprecia en la ecuación 9.13, el crecimiento de biomasa está normalmente limitado por la concentración de sustrato (DBO). Otro factor que puede limitar el crecimiento, y que no se refleja en la ecuación es la acumulación de productos del mismo metabolismo microbiano, que les son tóxicos a la población e inhiben sus procesos, pero este último efecto no se analiza en esta discusión.

Es importante dejar asentado que aunque el modelo de Monod fue inicialmente obtenido para cultivos puros, también es frecuentemente utilizado para el análisis de los tratamientos biológicos de aguas residuales, donde lo que existen son cultivos mixtos de microorganismos. En este último caso el fundamento teórico de la aplicación del modelo es limitado, pero su empleo puede ser válido para la simulación del proceso. Los valores de $\mu_{\text{máx}}$ y K_S del Modelo de Monod aplicado a cultivos mixtos deben ser tomados como promedios para unas condiciones de operación dadas. Por ello es preferible hablar de un intervalo de valores de los mismos más que de valores puntuales.

9.8.3 Curva de crecimiento

En la figura 9.13 se presenta la gráfica de la curva teórica de crecimiento de microorganismos. Con el objetivo de su análisis, se distinguen cuatro fases. En ocasiones en la práctica no es posible una diferenciación tan evidente de las diferentes fases.

Las cuatro fases que pueden diferenciarse son:

- 1) fase de latencia o de adaptación
- 2) fase exponencial
- 3) fase estacionaria
- 4) fase de muerte

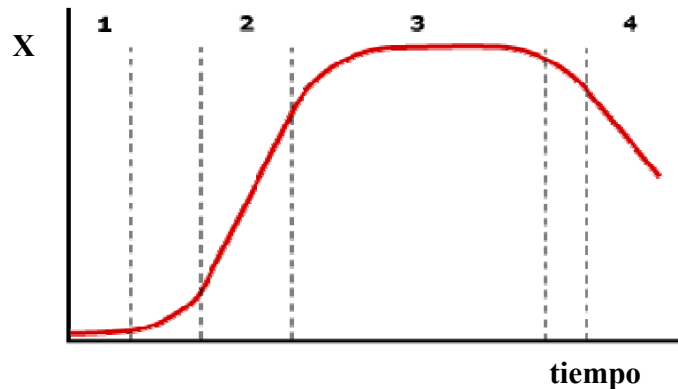


Figura 9.13. Curva de crecimiento de biomasa

En la **fase de adaptación** existe un aparente reposo en el que las células sintetizan las enzimas necesarias para la actividad metabólica que deben desarrollar. Cuando se hacen mediciones de la concentración de biomasa en distintos tiempos dentro de esta fase, el valor no cambia sustancialmente. Sin embargo, interiormente las células trabajan activamente adaptando el equipo enzimático a los compuestos que confieren la DBO. Los microorganismos se preparan para hacer uso de los nutrientes que este medio le aporta, por lo tanto es un período en el que ocurre aumento de la masa celular pero no del número de células.

La edad del inóculo influye en el tiempo de adaptación al medio fresco. Cultivos de microorganismos “más viejos” acumulan normalmente en el interior de las células materiales tóxicos de procesos anteriores y carecen de nutrientes esenciales en las concentraciones requeridas. En general, inóculos viejos alargan la fase de adaptación.

Entre la fase de adaptación y la de crecimiento exponencial, hay una intermedia de crecimiento acelerado. Pasado este período, el cultivo entra en la denominada **fase de crecimiento exponencial**, donde la velocidad de crecimiento es máxima. La velocidad de crecimiento que es capaz de alcanzar un cultivo, depende del tipo de microorganismo que prevalezca en la población mixta que se trate y diversos factores ambientales como son la temperatura, el pH, oxigenación, etc.

Una vez que se alcanza el final de la fase de crecimiento exponencial, la velocidad de crecimiento comenzará a disminuir, fase de crecimiento decreciente, hasta hacerse nula cuando alcance la **fase estacionaria**. En el tratamiento biológico de aguas residuales se alcanza esta fase por agotamiento del sustrato (DBO), o por acumulación de productos metabólicos que sean tóxicos. En esta fase se equilibran el número de células nuevas con el número de células que mueren.

Por último, el cultivo entra en la **fase de muerte, de autooxidación o fase endógena**, en la que el número de células que mueren se va haciendo mayor.

A diferencia de otros procesos biotecnológicos en los que lo que puede interesar es obtener biomasa o algún producto del proceso, en el tratamiento biológico de residuales el objetivo es agotar el sustrato, obtener un efluente con la menor concentración posible de DBO. Por ello, los cultivos microbiológicos relacionados con el tratamiento de aguas residuales generalmente se operan en fase estacionaria y endógena de la curva de crecimiento, o muy cercana a ellas.

9.8.3 Velocidad neta de crecimiento

La velocidad de crecimiento es un resultado neto consecuencia del crecimiento de biomasa por una parte y de la muerte de una fracción de la misma por otra,

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_{\text{neto}} = \left(\frac{dX}{dt}\right)_{\text{crecimiento}} - \left(\frac{dX}{dt}\right)_{\text{endógeno}} \quad \dots 9.15$$

El término $\left(\frac{dX}{dt}\right)_{\text{crecimiento}}$ está definido por las ecuaciones 9.11 y 9.13. De manera similar puede definirse la velocidad de muerte o de fase endógena,

$$\frac{dX}{dt}_{\text{endógeno}} = -k_b X \quad \dots 9.16$$

donde

k_b : velocidad específica de muerte (d^{-1})

Sustituyendo las ecuaciones 9.11 y 9.16 en la ecuación 9.15,

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_{\text{neto}} = (\mu - k_b)X \quad \dots 9.17$$

Aunque como ya fue mencionado, la concentración de biomasa se expresa en términos de los SSV, no se pueden ignorar los errores que se cometen al asumir esa consideración, que además puede dar origen a malas interpretaciones. Cuando se hace la caracterización de los sólidos de un agua o un agua residual y se reportan los sólidos suspendidos volátiles, se está haciendo referencia a la existencia de compuestos orgánicos que se encuentran en suspensión y que no son necesariamente biomasa. Por otra parte, cuando en un tratamiento biológico se hace mención a los sólidos suspendidos volátiles (SSV), se está haciendo alusión a la biomasa presente en el sistema del que se trate, pero se ignorando qué fracción de la misma está constituida por células activas y cuál no. Esto último es una simplificación cuya trascendencia es mayor en la medida que el cultivo de microorganismos tiene mayor

edad, debido al efecto negativo que tiene la autooxidación sobre la actividad de la masa de microorganismos presente.

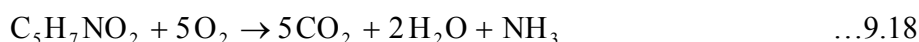
9.9. Equivalente de oxígeno de la biomasa

El equivalente de oxígeno de la biomasa, es el oxígeno que se necesita para oxidarla totalmente. Entre las fórmulas empíricas que han sido obtenidas para representar la estructura celular, la más conocida es la de Porges y Hoover, ($C_5H_7NO_2$), que le atribuye la composición descrita en la tabla 9,1

Tabla 9.1 Composición de la biomasa según la fórmula empírica de Porges y Hoover

Elemento	Composición %
Carbono	53,1
Nitrógeno	12,4
Hidrógeno	6,2
Oxígeno	28,3

La ecuación que describe la oxidación de la biomasa es entonces,



La relación masa de oxígeno/masa de células para la oxidación total de la biomasa (SSV) es $1,42 \text{ g.g}^{-1}$, que es el equivalente de oxígeno de la biomasa. Expresado de otra manera, eso quiere decir que la DBO_u de la biomasa es $1,42 \text{ g.g}^{-1}$.

9.10 Nitrificación-desnitrificación

Al degradarse la materia orgánica, el nitrógeno contenido en ella es consumido en parte para el crecimiento de los microorganismos que intervienen en la degradación, y otra parte queda transformado en nitrógeno amoniacal. El vertido a un medio acuático de un agua residual conteniendo nitrógeno en cualquiera de estas formas, puede producir el agotamiento de los recursos de oxígeno de las aguas receptoras al producirse la oxidación a nitrato.

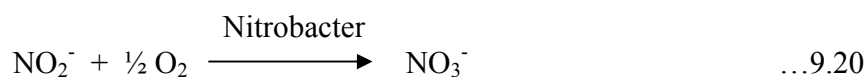
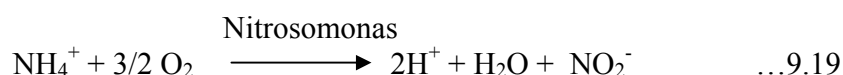
Una forma de evitar este efecto consiste en oxidar el nitrógeno amoniacal a nitrato antes de su descarga. En ocasiones las exigencias de calidad para el vertimiento de las aguas residuales tratadas contemplan la disminución del contenido de nitrógeno. En esos casos no basta con la transformación del $N-NH_4^+$ a nitrato, sino que se hace necesario una etapa posterior de desnitrificación, o conversión del $N-NO_3^-$ a $N_2(g)$.

La eliminación de nitrógeno mediante un proceso biológico se lleva a cabo en una o más fases, según la naturaleza del agua residual. Si el nitrógeno está originalmente en forma amoniacal, se necesitarán dos fases. En la primera de ellas el amonio es convertido por vía

aerobia a la forma de N-NO_3^- (nitrificación). En la segunda fase los nitratos son convertidos por vía anóxica a gas nitrógeno (desnitrificación).

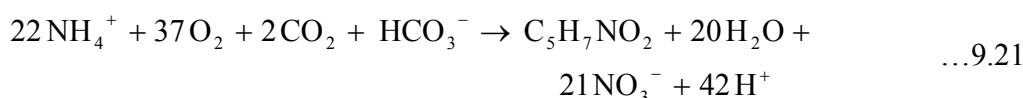
9.10.1 Nitrificación

El nitrógeno en forma amoniacal se convierte a nitrato en dos fases mediante bacterias nitrificantes autótrofas. En la primera fase la oxidación ocurre por acción de las bacterias nitrosomonas, y la segunda fase por las nitrobacter. Las ecuaciones que representan estas transformaciones son,



A partir de la estequiometría de estas ecuaciones puede deducirse que se requieren 4,6 mg de oxígeno para la oxidación completa de cada mg de N-NH_3 .

La oxidación del nitrógeno amoniacal no tiene lugar de forma aislada, sino que en realidad va acompañada de la síntesis de nuevas células. Si se tiene en cuenta tanto la oxidación del nitrógeno como el crecimiento celular, el proceso total puede representarse mediante la ecuación 9.21



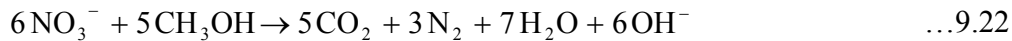
La nitrificación consume alcalinidad del medio, requiriéndose 7,15 mg L^{-1} como CaCO_3 por cada mg L^{-1} de N-NH_3 oxidado.

9.10.2 Desnitrificación

La desnitrificación biológica implica la reducción microbiológica del nitrato a nitrito y finalmente del nitrito a nitrógeno gaseoso. El nitrato y nitrito constituyen la fuente de oxígeno para este proceso. El oxígeno inhibe la actividad de las enzimas desnitrificadoras. De tal forma, la desnitrificación normalmente ocurre en ausencia de oxígeno molecular, pero con la presencia de nitrato. Estos procesos son denominados anóxicos.

En ausencia de oxígeno, el nitrato será la especie que se favorecerá como aceptor final de electrones sobre cualquier otro compuesto que pueda ser reducido. Las bacterias desnitrificantes son heterótrofas, por lo tanto, la masa de agua que se desea desnitrificar necesita tener suficiente materia orgánica que pueda ser utilizada por la masa biológica

encargada de transformar el nitrato en nitrógeno gaseoso. Cuando se carece de este contenido de materia orgánica, hay que utilizar una fuente externa tal como el metanol, etanol o ácido acético, entre otros compuestos. En la ecuación 9.22, en la que se ilustra la transformación del nitrógeno durante la desnitrificación aparece el metanol como fuente de carbono.



La desnitrificación presenta varios aspectos de interés, sin considerar los riesgos que para la salud puede implicar un efluente con alto contenido de nitrato:

- Consigue recuperar una parte de la alcalinidad que fue consumida durante el proceso de nitrificación. Esto es:
3,5 g como CaCO_3 por cada g N-NO_3^- reducido
- Disminuye considerablemente los riesgos potenciales asociados a la desnitrificación incontrolada que puede desarrollarse en la sedimentación secundaria
- Recupera una parte del oxígeno consumido por la nitrificación:
2,6 g de oxígeno por cada g de N-NO_3^- reducido

Muchos microorganismos presentes en los sistemas de lodos activados municipales pueden llevar a cabo procesos de desnitrificación, aunque éstos no se hayan diseñado específicamente para ello. Su presencia se debe en parte a que son organismos facultativos. O sea, que pueden utilizar indistintamente el oxígeno o el nitrato como último aceptor de electrones. Por otro lado las bacterias desnitrificantes pueden también proliferar en sistemas aerobios, debido a su habilidad para emplear el oxígeno molecular, y oxidar eficientemente la materia orgánica. La capacidad de ubicuidad de las bacterias desnitrificantes minimiza la necesidad de crear un ambiente con condiciones especiales para su subsistencia, tal como ocurre con las nitrificantes.

BIBLIOGRAFÍA

1. Benefield, L. and C. Randall. (1980). Biological Process Design for Wastewater Treatment. Ed. Prentice Hall Series.
2. Eckenfelder, W.W. Industrial Water Pollution Control. (1989). Ed. McGraw-Hill Book Company.
3. Díaz Betancourt, R. Tratamiento de Aguas y Aguas Residuales. (1987). Ed. ISPJAE.
4. Goodman, B.L. and A.J. Englande (1974). A Unified Model of the Activated Sludge Process. J. Water Poll. Control Fed. Vol 46. No.2
5. Grady Jr. L, B. Smets. and D. Barbeau. (1996) Variability in Kinetic Parameter Estimates: A Review of Possible Causes and a Proposed Terminology. Wat. Res. Vol. 30, No. 3.
6. Grau, P., M. Dohanyos,. and J. Chudoba. (1975) Kinetics of Multicomponent Substrate Removal by Activated Sludge. Water Res. Vol 9. No. 6
7. Hammer, M.J. (1977). Water and wastewater technology. John Wiley & Sons
8. Madigan, M., J. Mertinko. and J. Parker, J. (1997) Biology of Microorganisms. Prentice Hall. New Jersey, USA
9. Mc Kinney, R.E. (1962). Microbiology for Sanitary Engineering. McGraw Hill
10. Menéndez, C. y J. Pérez O. (2007). Procesos para el Tratamiento Biológico de Aguas Residuales Industriales. Ed. Félix Varela.
11. Ford, D.L. and W. Eckenfelder (1970). Water Pollution Control: Experimental Procedures for Process Design. Ed. Pemberton Press

CAPÍTULO 10

LODO ACTIVADO

10.1 Introducción

Dentro de los tratamientos biológicos de aguas se incluyen los procesos aerobios y anaerobios. En este capítulo se estudia el proceso conocido como lodos o fangos activados así como los modelos matemáticos desarrollados que pueden aplicarse, con pequeños ajustes, a todos los procesos aerobios intensivos en los que la biomasa se encuentra en suspensión.

El proceso de lodos activados se utiliza para el tratamiento de las aguas residuales tanto industriales como urbanas. Este proceso tuvo su origen de la observación realizada que cuando cualquier agua residual, urbana o industrial, se somete a aireación durante un tiempo, se reduce su contenido de materia orgánica, formándose a la vez un lodo floculento. Si bien todos los tratamientos biológicos de aguas residuales consiguen disminuir la DBO_5 , solamente se consigue eliminar significativamente su contenido de nitrógeno y fósforo si se diseña el proceso para ello.

10.2. Características generales

En los lodos activados, la depuración biológica la realiza una variedad y cantidad grande de microorganismos que se agrupan en flóculos. Estos microorganismos transforman la materia orgánica disuelta en sólidos sedimentables que pueden ser retirados fácilmente mediante la sedimentación secundaria. El flóculo puede considerarse formado en principio como resultado del efecto combinado de la actividad biológica y de fuerzas físicas. Adicionalmente, se consigue el “atrapamiento” de sólidos coloidales y en suspensión en los flóculos formados. Los microorganismos predominantes en estos procesos son en su mayor parte bacterias heterótrofas que metabolizan los compuestos orgánicos que confieren el carácter contaminante a las aguas residuales. A la mezcla que se produce en el reactor de aireación (agua residual y biomasa) se le denomina licor mezclado.

Los flóculos biológicos después de salir del reactor biológico se separan del agua tratada en un sedimentador secundario. La cantidad de flóculos que entran en el sedimentador es muy grande por lo que cualquier efecto negativo por sobrecarga hidráulica, cambio de densidad del flóculo, corrientes de convección, o interferencias biológicas hace que este flóculo se escape del decantador con el efluente sobrenadante o quede retenido por la contención de flotantes del sedimentador.

La decantación secundaria o clarificación final, se realiza en sedimentadores circulares o rectangulares. Figura 10.1. Los lodos sedimentados son extraídos por el fondo del sedimentador. Una fracción de los lodos se considera lodo en exceso, y pasan a ser estabilizados en otro proceso biológico posterior antes de ser secado y dispuesto finalmente. Otra fracción se recircula hacia la entrada del tratamiento biológico. En la figura 10.2 se muestra un diagrama de flujo general del proceso.

Con la recirculación se consigue concentrar los microorganismos hasta valores altos con el objetivo de promover mayor intensidad en el tratamiento. Por otra parte, para mantener controlado el proceso hay que extraer continuamente parte del lodo del fondo del sedimentador secundario (lodo en exceso). O sea, que una fracción del lodo de fondo del sedimentador secundario se recircula hacia la unidad de aireación y otra se extrae.

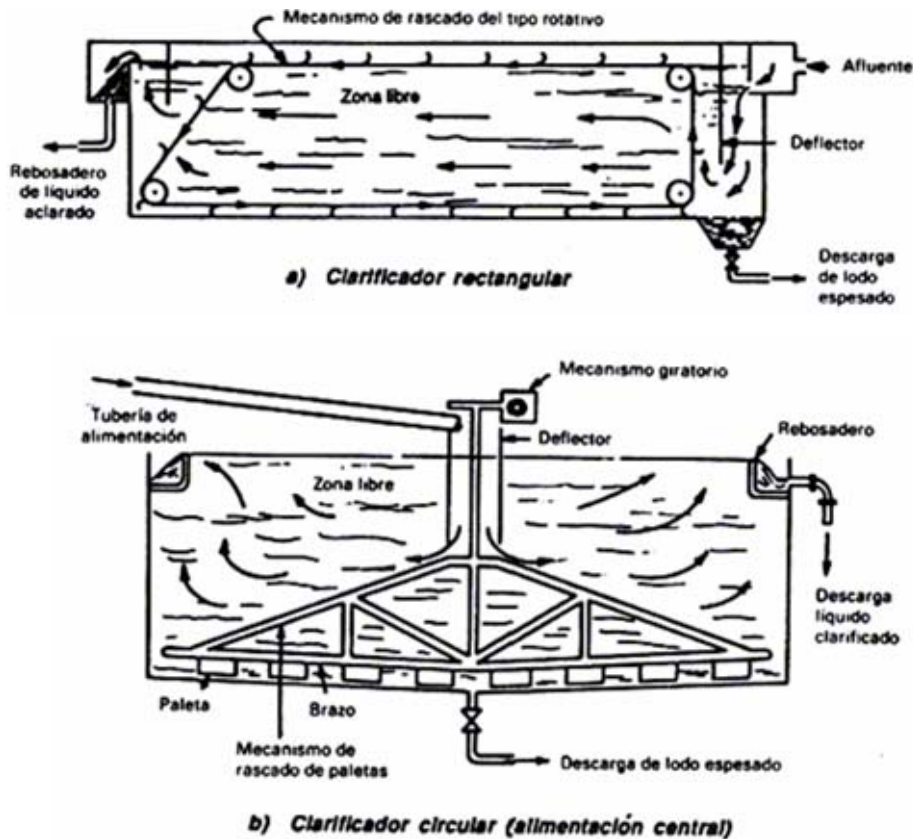
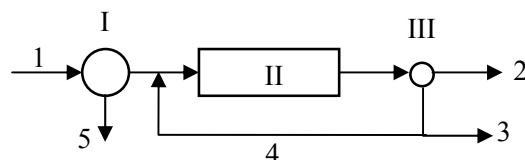


Figura 10.1 Esquemas de tipos de sedimentadores

Los tratamientos biológicos se realizan en varios tipos de reactores biológicos. Éstos pueden presentar apariencias muy diversas (circulares, rectangulares, configuración de canal...). Para conseguir incorporar oxígeno para los microorganismos, y producir la necesaria agitación suele haber agitadores superficiales o inyección de aire por difusión. En

este último caso, los difusores se instalan en el fondo y aportan el aire en forma de burbujas. El aire es captado de la atmósfera por sopladores de gran potencia.



1. afluente	I. sedimentador primario
2. efluente tratado	II. reactor de aireación
3. exceso de lodo	III. sedimentador secundario
4. recirculación de lodo	
5. lodo del sedimentador primario	
Las corrientes 3 y 5 van a tratamiento de lodos	

Figura 10.2 Esquema de lodo activado con recirculación

Los procesos de lodo activado son eficientes en la eliminación de materia orgánica disuelta y en suspensión, en dependencia de las características del agua residual a tratar y la variante de proceso empleada. Para aguas residuales municipales pueden obtenerse las siguientes eficiencias de tratamiento para un sistema convencional de lodo activado:

Reducción de	Eficiencia en %
DBO ₅	90 – 95
DQO	85 – 90
SS	80 - 95

Los sistemas de tratamiento que se basan en los principios que rigen los lodos activados (en general sistemas de biomasa en suspensión), ocupan un área relativamente pequeña y son muy versátiles. Aunque en general su costo es construcción es menor que el de otros tratamientos, tiene la desventaja de tener un relativo alto costo de operación por la necesidad del empleo de aireación.

10.3 Parámetros de diseño y operación

De acuerdo a la carga orgánica a la que operen, los procesos de lodo activado se clasifican en sistemas de carga o velocidad baja, media o alta, en dependencia del valor que presente en parámetros tales como:

- tiempo de retención hidráulico (θ)
- carga orgánica volumétrica (B_V)
- carga de lodo (B_X)
- velocidad de carga volumétrica o de eliminación de DBO (ΔB_V)
- velocidad de carga de lodo o eliminación específica de DBO (ΔB_X)

Menéndez C. y Pire S.

- edad del lodo o tiempo de retención medio celular (θ_x o TRMC)

Para la definición de los parámetros se hace uso de la figura 10.3.

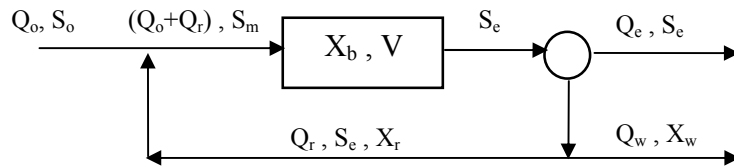


Figura 10.3. Esquema de lodo activado para la definición de los parámetros de diseño y operación

Con el objetivo de simplificar el esquema de la figura 10.3, se ha obviado el sedimentador primario. De acuerdo al esquema:

V: volumen del reactor de aireación

X_b : SSV en el reactor

S_e : DBO soluble en el reactor, entrada al sedimentador secundario, y salida del propio sedimentador, tanto por el sobrenadante como por el fondo

$$Q_e = Q_o - Q_w$$

$$X_r = X_w$$

Cuando hay recirculación, la DBO que alimenta el reactor de aireación (S_m) se calcula a partir de un balance de masa en el punto de confluencia con el afluente,

$$S_m = \frac{Q_o S_o + Q_r S_e}{Q_o + Q_r} \quad \dots 10.1$$

Tiempo de retención hidráulico

El concepto de tiempo de retención no necesita explicación, exceptuando la necesidad de establecer la diferencia entre el tiempo de retención nominal y real.

tiempo de retención real,

$$\theta = \frac{V}{Q_o + Q_r} \quad (d) \quad \dots 10.2$$

tiempo de retención nominal,

$$\theta_t = \frac{V}{Q_o} \quad (d) \quad \dots 10.3$$

Carga orgánica volumétrica

La carga orgánica volumétrica es el flujo másico de DBO que se alimenta al reactor de aireación por unidad de volumen de reactor,

Menéndez C. y Pire S.

$$B_v = \frac{Q_o \cdot S_o}{V} \text{ (kg.m}^{-3}\text{.d}^{-1}\text{)} \quad \dots 10.4$$

Velocidad de reducción o consumo de la DBO

Es el flujo másico de DBO eliminado por unidad de volumen de reactor,

$$\Delta B_v = \frac{Q_o (S_o - S_e)}{V} \text{ (kg.m}^{-3}\text{.d}^{-1}\text{)} \quad \dots 10.5$$

Carga de lodo

La carga de lodo es el flujo másico de DBO que se alimenta al reactor de aireación por unidad de volumen de reactor y unidad de SSV,

$$B_x = \frac{Q_o \cdot S_o}{V \cdot X} = \frac{B_v}{X} \text{ (kg.kg}^{-1}\text{.d}^{-1}\text{)} \quad \dots 10.6$$

Velocidad específica de consumo de DBO o eliminación específica de DBO

Es el flujo másico de DBO eliminado por unidad de volumen de reactor y unidad de SSV,

$$\Delta B_x = \frac{Q_o (S_o - S_e)}{V \cdot X} = \frac{\Delta B_v}{X} \text{ (kg.kg}^{-1}\text{.d}^{-1}\text{)} \quad \dots 10.7$$

Edad del lodo

La edad del lodo o tiempo de retención medio celular (TRMC) es el tiempo promedio de retención de la biomasa (SSV) en el proceso. Se calcula como la relación que existe entre los lodos contenidos en el sistema y los lodos que se extraen,

$$\theta_x = \frac{\text{lodos en el sistema}}{\text{lodos que se extraen}} \text{ (d)} \quad \dots 10.8$$

Despreciando los lodos de los conductos y los que contiene el sedimentador secundario en comparación con los del reactor de aireación, usualmente se asume que los lodos en el sistema son los contenidos en el reactor de aireación (X_b), se calculan multiplicando el volumen del reactor por la concentración de SSV en el mismo.

$$X_b = (V \cdot X) \quad \dots 10.9.$$

Según el esquema de la figura 10.3, los lodos que se extraen son $Q_w \cdot X_w$. Además, si por el sobrenadante del sedimentador secundario “se escapa lodo” de hecho por ese concepto escapan del sistema $Q_e \cdot X_e$ kg.d⁻¹ de lodo. Considerando lo anterior, los lodos totales que se extraen del sistema son,

$$Q_w \cdot X_w + Q_e \cdot X_e \quad \dots 10.10$$

entonces, la edad del lodo se calcula según,

$$\theta_x = \frac{V \cdot X}{Q_w X_w + Q_e X_e} \quad (d) \quad \dots 10.11$$

10.4 Ecuaciones de diseño

Las diferentes expresiones que se emplean para el diseño de los sistemas de lodos activados se derivan de la llamada ecuación básica (ecuación 10.12). La ecuación 10.12 se obtiene de un balance de materiales tomando como referencia el esquema de la figura 3.

$$\frac{1}{\theta_x} = Y \Delta B_x - k_b \quad \dots 10.12$$

donde

θ_x : edad del lodo (d)

Y: rendimiento

ΔB_x : velocidad específica de consumo de DBO ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

k_b : velocidad específica de respiración endógena (d^{-1})

Los valores de Y y k_b se pueden encontrar en la literatura. Sin embargo, siempre que se pueda, estos deben ser hallados a nivel de planta piloto o laboratorio. Observando la ecuación K se aprecia que describe la ecuación de una línea recta con intercepto ($-k_b$) en el eje de ordenadas cuya pendiente es (Y). Figura 10.4.

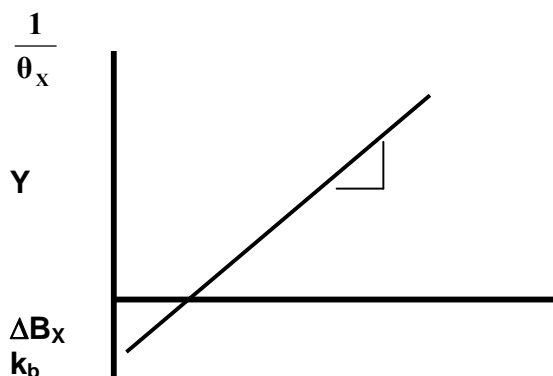


Figura 10.4. Determinación experimental de los valores de Y y k_b

Tal como ya se mencionó, a partir de la ecuación 10.12 se obtienen otras expresiones de trabajo que permiten diseñar y operar los sistemas de lodos activados.

Menéndez C. y Pire S.

Producción y concentración de biomasa

Conocer la cantidad de biomasa (SSV) que se producirá en un proceso de lodos activados reviste singular importancia, ya que para mantener el sistema en estado estacionario, los SSV que deben extraerse diariamente ($Q_w \cdot X_w$) deben ser igual a lo que se produce.

$$\Delta X_b = Y \Delta B_v - k_b X_b \quad \dots 10.13$$

donde

ΔX_b : SSV producidos ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)

Si V es el volumen del reactor, la cantidad total de biomasa que se produce diariamente se estima,

$$PB = \Delta X_b \cdot V \quad (\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}) \quad \dots 10.14$$

Por otro lado, también a partir de la ecuación 10.11, se puede calcular la concentración necesaria de SSV para determinadas condiciones de trabajo,

$$X_b = \frac{Y \theta_x \Delta S}{\theta (1 + k_b \theta_x)} \quad \dots 10.15$$

donde

X_b : concentración de SSV necesarios para que se cumplan las condiciones impuestas ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

ΔS : $S_o - S_e$, diferencia entre la DBO del afluente y el efluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

θ : tiempo de retención hidráulico (d)

10.5 Rendimiento (Y) y rendimiento observado (Y_{ob})

El término de rendimiento (Y) de la ecuación 12 es teórico, pues no toma en consideración la muerte endógena. Cuando el tiempo de retención medio celular es pequeño, baja edad del lodo, la diferencia entre Y y el rendimiento real u observado, Y_{ob} , es pequeña, y puede considerarse que $Y \approx Y_{ob}$. Sin embargo a medida que aumenta la edad del lodo, el proceso endógeno es más pronunciado, y una parte de la biomasa que se forma, muere. En esta situación, la diferencia entre Y y Y_{ob} puede llegar a ser notable para muy altas edades de lodo.

El rendimiento observado (Y_{ob}) es el rendimiento de biomasa/sustrato del sistema considerando la muerte endógena,

$$Y_{ob} = \frac{Y}{1 + k_b \theta_x} \quad \dots 10.16$$

A partir de la ecuación 16, y teniendo en cuenta el concepto de rendimiento, la producción de biomasa también puede calcularse,

$$PB = Y_{ob} \cdot \Delta S \cdot Q \quad \dots 10.17$$

La influencia de la edad del lodo sobre el valor del Y_{ob} puede apreciarse en la figura 10.5.

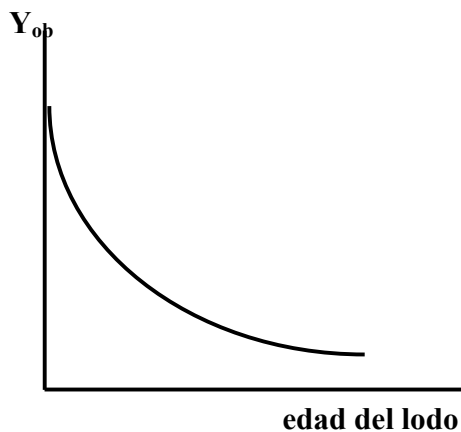


Figura 10.5 Influencia de la edad del lodo sobre el Y_{ob}

Ejemplo 10.1

Una planta depuradora que opera bajo el principio de lodos activados según el esquema de la figura 2, debe tratar diariamente $2\,250\text{ m}^3$ de un agua residual que tiene una DBO de $425\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para obtener un efluente con $42,5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de DBO. La instalación opera bajo las siguientes condiciones:

$$Y = 0,5 \quad k_b = 0,1\text{ d}^{-1} \quad \theta = \theta_x$$

tiempo de retención hidráulico: $\theta = 6\text{ h}$

edad del lodo: $\theta_x = 5\text{ d}$

Determine el flujo a extraer (Q_w) si se desea que la concentración de SSV de la corriente de extracción sea de $2\,800\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Solución:

A través de la corriente de extracción hay que evacuar cada día una cantidad de sólidos igual a la que crece. Por lo tanto,

$$Q_w \cdot X_w = PB$$

Menéndez C. y Pire S.

donde PB son los $\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$ de SSV producidos

de acuerdo con la ecuación PQR,

$$PB = Y_{ob} \cdot \Delta S \cdot Q$$

$$\text{por otro lado, } Y_{ob} = \frac{Y}{(1 + k_b \cdot \theta_x)},$$

calculando Y_{ob}

$$Y_{ob} = \frac{0,5}{(1 + 0,1 \cdot 5)} = 0,33, \quad \text{sustituyendo en la ecuación PQR,}$$

$$PB = 0,33 \cdot (382,5) \cdot 2 \cdot 250 \cdot 10^{-3} = 284 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$$

$$\text{o sea, que } Q_w \cdot X_w = 284 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$$

$$\text{teniendo en cuenta que se desea que } X_w = 2 \cdot 800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$$

$$\text{el flujo } Q_w \text{ que se necesita extraer es } 101,4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

Ejemplo 10.2

Para el ejemplo anterior, considere que la edad del lodo es de 30 días. Compare la producción de biomasa en ambos casos.

Solución:

Si la edad del lodo es de 30 d, el rendimiento observado será $Y_{ob} = 0,125$. Sustituyendo en la ecuación PQR la producción de biomasa será, $PB = 107,6 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$.

Tal como se aprecia, para una edad del lodo de 30 d la producción de biomasa es menor que para 5 días de edad del lodo. Se cumple que mientras mayor es la edad del lodo, menor es la producción de biomasa

Ejemplo 10.3

Calcular la concentración de SSV que es necesario que exista en un reactor de $1 \cdot 500 \text{ m}^3$ de volumen efectivo, para tratar $3 \cdot 000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de un agua residual cuya DBO es $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y obtener 80% de eliminación de DBO. Las condiciones de operación son las que se detallan:

$$Y = 0,55 \quad k_b = 0,1 \text{ d}^{-1} \quad \theta_x = 7 \text{ d} \quad Q_r = 0,5 Q_o$$

Auxílese del esquema de la figura 10.2.

Solución:

Según la ecuación 10.14
$$X_b = \frac{Y \theta_x (\Delta S)}{\theta(1 + k_b \theta_x)}$$

como hay recirculación, $\Delta S = S_m - S_e$

$$S_m = \frac{Q_o S_o + Q_r S_r}{Q_o + Q_r} = \frac{3\,000 \cdot 250 + 1\,500 \cdot 50}{4\,500} = 183 \text{ mg.L}^{-1}$$

$$\theta = \frac{V}{Q_o + Q_r} = \frac{1\,500}{4\,500} = 8 \text{ h} \quad ; \quad \theta = \frac{8}{24} = 0,25 \text{ d}$$

Sustituyendo en la ecuación 10.14,

$$X_b = 913 \text{ mg.L}^{-1}$$

10.6 Variantes del proceso de lodos activados

En los últimos 60 años han sido desarrolladas, a partir de su concepción original, diferentes variantes para el proceso de lodos activados, para dar respuesta a circunstancias especiales. Las variantes responden a la carga de operación y al régimen de flujo que prevalece en el reactor de aireación.

Según la carga, los sistemas de lodo activado se diferencian en

- sistemas de baja carga o baja velocidad
- sistemas de carga media o velocidad media
- sistemas de alta carga o alta velocidad

En la tabla 10.1 se resumen las principales características de las diferentes variantes. Sin embargo, en la práctica debe tenerse en cuenta que los límites de los valores en cada caso no son precisos.

Tabla 10.1. Diferentes variantes del proceso de lodo activado (los parámetros de carga están expresados como DBO₅ y sólidos suspendidos volátiles, SSV)

Variantes	B_v (kg.m ⁻³ .d ⁻¹)	B_x (kg.kg ⁻¹ .d ⁻¹)	Θ_x (d)	Θ (h)
Sistemas de baja carga	0,1 – 0,3	0,05 – 0,10	> 25	24 - 72
Sistemas de carga media	0,5 – 1,5	0,2 – 0,5	3 – 15	4 – 12
Sistemas de alta carga	> 1,5	> 0,5	< 3	1 - 2

Menéndez C. y Pire S.

10.6.1 Sistemas de baja carga

Los sistemas de baja carga también son llamados de aireación extendida. Por su alto tiempo de retención hidráulico, son concebidos para tratar pequeños volúmenes de aguas residuales de origen doméstico o industrial ($< 4\ 000\ \text{m}^3\text{d}^{-1}$).

En estos sistemas el lodo en exceso (Q_w) es muy pequeño, debido a las altas edades de lodo que se emplean para promover la oxidación de la biomasa que se produce durante la síntesis. La producción de lodo (base seca), puede llegar a ser tan baja como $0,2\ \text{kg} \cdot (\text{kg DBO eliminado})^{-1}$. El consumo de oxígeno es elevado en comparación con los sistemas convencionales, casi 1,5 veces mayor que la DBO aplicada.

En la práctica estos sistemas se diseñan como unidades compactas en régimen de mezcla completa o como canales de oxidación con predominio de flujo pistón.

10.6.2 Sistemas de carga media

Estos son los sistemas de lodo activado más frecuentemente empleados y pueden diseñarse con régimen de flujo de pistón o de mezcla completa. Los sistemas de mezcla completa tienen la ventaja de amortiguar los efectos de las variaciones de las concentraciones de entrada al tanque de aireación y disminuir, dentro de ciertos límites, las posibles consecuencias de la presencia de sustancias tóxicas. Como desventaja sobre el flujo pistón se puede destacar el posible predominio de organismos filamentosos sobre las bacterias formadoras de flóculos y las dificultades que eso representa para la sedimentación secundaria.

Los lodos producidos (base seca), son aproximadamente $0,5\ \text{kg} \cdot (\text{kg DBO eliminado})^{-1}$. Los lodos procedentes de un sistema de carga media necesitan ser estabilizados antes de su secado.

10.6.3 Sistema de alta carga

En los sistemas de alta carga o alta velocidad, los niveles de carga son muy superiores a los de un proceso convencional. Con ello generalmente se obtiene un tratamiento parcial que es usado como etapa preliminar de otro más completo. La carga de lodo puede llegar hasta $1,5 - 3,5\ \text{kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Con estas cargas existe un crecimiento elevado de microorganismos y el lodo producido tiene menos tendencia a la formación de flóculos que los sistemas de carga media, lo que es perjudicial para la etapa de separación. La producción de lodo (base seca) puede ser de $1\ \text{kg} \cdot (\text{kg DBO eliminado})^{-1}$, o mayor, y posee una elevada actividad. Al igual que en los sistemas convencionales, los lodos necesitan ser estabilizados antes de su secado.

10.6.4 Regímenes de mezcla

Los regímenes de mezcla usados en los sistemas de lodos activados son nominalmente de flujo pistón o de mezcla completa. La agitación asociada a la aireación y el flujo de agua,

producen mezcla longitudinal, por lo que el comportamiento de flujo pistón rara vez se encuentra. Por otra parte, la dificultad de obtener una mezcla completa también está presente en estos sistemas.

10.6.4.1 Mezcla completa

El régimen de mezcla completa presenta la ventaja de que el reactor de aireación actúa como amortiguador en el que se suavizan los “golpes de carga”. Esto es especialmente provechoso en el tratamiento de aguas residuales industriales que pueden contener sustancias inhibitorias o tóxicas. También la mezcla completa propicia el que se mantenga un nivel más uniforme con respecto a las concentraciones de SSV y DBO, así como los requerimientos de oxígeno, facilitando las condiciones de observación y control. La aireación puede realizarse mediante difusores sumergidos o a través de aireadores superficiales.

10.6.4.2 Flujo pistón

Los procesos de flujo pistón encuentran un amplio uso en las plantas de tratamiento municipales en el tratamiento de grandes volúmenes de aguas residuales. Figura 10.6.

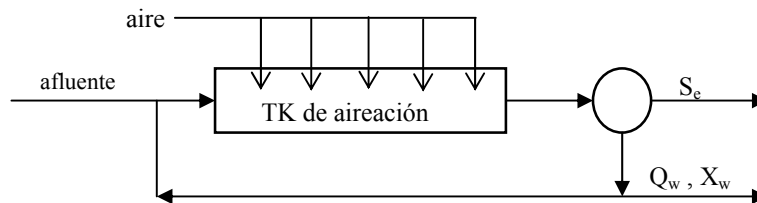


Figura 10.6. Esquema de reactor de flujo pistón convencional

Tienen la ventaja sobre los de mezcla completa, que son menos proclives a la formación de organismos filamentosos. El afluente y los lodos recirculados son alimentados por un extremo de un reactor largo y angosto, usualmente de 6 a 10 m de ancho y de 30 a 100 m de largo, con una profundidad efectiva entre 4 y 5 m. El reactor está equipado con dispositivos de aireación, y a medida que el licor fluye a lo largo del reactor, disminuye la DBO, y por lo tanto la demanda de oxígeno.

10.6.4.3 Aireación graduada

Como modificación del esquema básico de los reactores de flujo pistón, se introduce la intensificación de la aireación a la entrada y su reducción progresiva a lo largo de la longitud del reactor, obteniendo un mayor aprovechamiento de la capacidad de aireación instalada. Este sistema se conoce como “aireación graduada”. Figura 10.7.

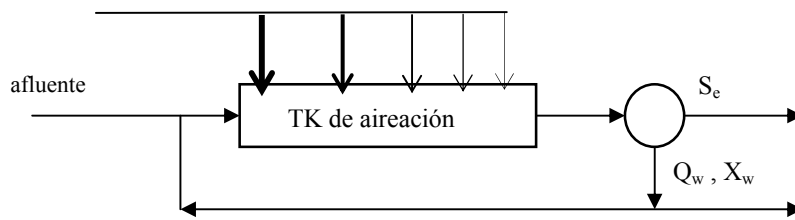


Figura 10.7 Aireación graduada en un sistema de flujo pistón

10.6.4.4 Aireación escalonada

No obstante la ventaja que ofrece la aireación graduada en cuanto a empleo racional de la aireación, el uso de la capacidad del reactor en términos de eliminación de DBO por unidad de volumen de reactor es baja a la salida del proceso. Para un mejor uso de la capacidad disponible, se puede introducir el afluyente en varios puntos a lo largo del reactor, en la variante conocida como “alimentación escalonada” o “carga escalonada”.

Los sistemas trabajando en régimen de alimentación escalonada representan una mejora sobre los sistemas convencionales de flujo pistón, debido a que se logra una distribución más uniforme de la demanda de oxígeno en toda la etapa de aireación. Figura 10.8. La demanda de oxígeno aumenta en cada punto de entrada y disminuye hasta que el licor mezclado llegue al siguiente punto. El proceso puede considerarse como intermedio entre flujo pistón y mezcla completa

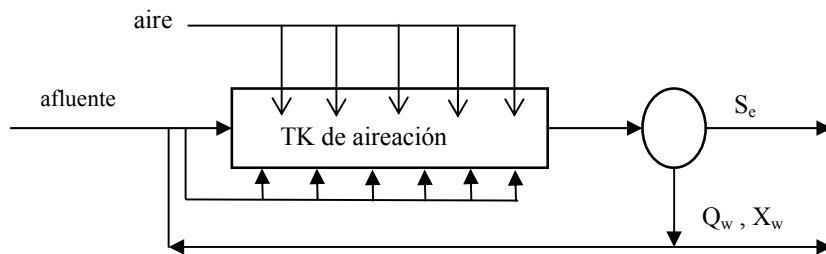


Figura 10.8 Alimentación escalonada en el sistema convencional

10.6.4.5 Canales o zanja Pasveerde oxidación

La zanja Pasveer de oxidación es un sistema de aireación particularmente apropiado para los procesos de aireación extendida. Consiste en un estanque de aireación en forma de zanja anular continua, de 1 metro de profundidad efectiva de líquido, con uno o más dispositivos de aireación superficial, y flujo lineal a lo largo de la zanja. Figura 10.9.



Figura 10.9. Canal de oxidación con sedimentación secundaria

Las versiones más compactas de los procesos de lodos activados tienen las etapas de aireación y sedimentación combinadas en una sola unidad. Figuras 10.10 y 10.11. La sección de sedimentación está montada concéntricamente alrededor de la sección de aireación de mezcla completa.



Figura 10.10. Unidad compacta de lodo activado. Aireación y sedimentación en un solo reactor

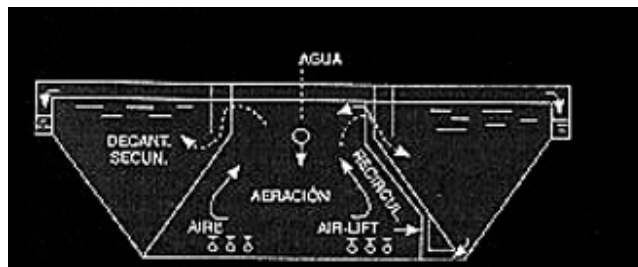


Figura 10.11. Esquema de reactor compacto de lodo activado

10.7.Requerimiento de nutrientes

La formación de biomasa y las buenas propiedades de sedimentación de un lodo pueden verse afectadas si el nitrógeno y fósforo no están presentes en cantidades suficientes. Otros muchos elementos también son necesarios para el metabolismo, pero en concentraciones tales que raras veces están en déficit.

De acuerdo con la fórmula empírica aceptada para la biomasa, $C_5H_7NO_2$, el contenido de nitrógeno de la biomasa producida es de 12,3 %. Por otra parte, a medida que disminuye la carga orgánica o aumenta la edad del lodo, existirá una acumulación de residuos celulares no biodegradables y cuyo contenido de nitrógeno y fósforo es de 7 % y 1 %. Por tanto el nitrógeno y el fósforo necesarios dependen de la edad del lodo. No obstante, como promedio se acepta una relación de materia orgánica y macronutrientes (DBO:N:P) para procesos aerobios, de 100: 5 : 1.

El nitrógeno es asimilado por la biomasa principalmente en forma de amonio (NH_4^+), aunque también lo hace en forma de nitrato (NO_3^-). El nitrógeno orgánico contenido en el agua residual como proteína o aminoácidos, debe ser previamente hidrolizado para que se transforme en amonio y esté disponible para la biomasa.

El fósforo debe estar en forma de ortofosfato para que sea utilizado para la síntesis celular. Por lo tanto, los complejos inorgánicos y orgánicos, del fósforo deben hidrolizarse previamente.

10.8 Problemas en la separación en los sedimentadores secundarios

Por muy eficiente que sea la etapa del proceso biológico, si posteriormente no se logra una buena eficiencia en la separación de los sólidos producidos, la eficiencia total del sistema no será buena.

La carga de lodo a la que trabaje el sistema influye en las características de sedimentación del lodo formado. Cargas muy altas o muy bajas dificultan la formación de buenos flóculos que faciliten la separación.

Para ser retenidas en una planta de tratamiento los microorganismos tienen que ser capaces de formar un flóculo sedimentable o ser atrapados dentro de él. Sin embargo en ocasiones no se forma el flóculo deseado para que exista una buena sedimentación. Las causas más comunes de una separación poco eficiente son:

- crecimiento disperso
- abultamiento de los lodos (bulking)
- formación de flóculos de punta de alfiler (pin point)
- formación de espuma



Figura 10.12 Tipos de lodo y principales características

10.8.1 Crecimiento disperso

El crecimiento disperso es debido a que no se produce la biofloculación de los microorganismos, dando lugar a un efluente turbio. Puede deberse a varias causas. Entre las más comunes se encuentra la entrada al reactor de aireación un “golpe de carga”.

10.8.2 Abultamiento de los lodos

El abultamiento de los lodos no tiene una causa única. Puede presentarse por un exceso de polímeros extracelulares que ocasiona que las células se encuentren dispersas en una masa de material extracelular, dando lugar a un lodo viscoso con malas propiedades de sedimentación y compactación.

El abultamiento también puede ser debido al predominio de los microorganismos filamentosos sobre los formadores de flóculos. Esta estructura filamentosa mantiene los flóculos separados, haciendo que la sedimentación y la compactación sean deficientes. En casos muy severos, la manta de fangos puede sobrepasar la altura del vertedero del clarificador, saliendo éstos con el efluente.

Menéndez C. y Pire S.

La causa del abultamiento debido a los organismos filamentosos puede estar tanto en las características de las aguas residuales como en los parámetros tecnológicos. Los sustratos fácilmente degradables como carbohidratos contribuyen al predominio de organismos filamentosos, así como también lo hace la baja concentración de oxígeno y de nutrientes.

10.8.3 Formación de flóculos de punta de alfiler

Estos flóculos diminutos aparecen como resultado de un fallo en la macroestructura del flóculo debido a la ausencia o a una proporción excesivamente baja de bacterias no filamentosas. Una agitación excesiva en el reactor de aireación puede ser causa de que los flóculos se destruyan, dando lugar a flóculos pequeños que son arrastrados con el efluente.

10.8.4 Formación de espuma

La formación de espuma comúnmente está asociada a presencia de dos tipos de organismos filamentosos: *Nocardia* spp y *Microthrix parvicella*. Ambos tienen superficies celulares muy hidrofóbicas, situándose en la superficie de las burbujas de aire, estabilizando las burbujas y formando espumas que ascienden a la superficie donde tienden a acumularse formando una capa espesa de color marrón.

10.8.5 Índice de Mohlman

Desde un punto de vista eminentemente práctico, las características de sedimentación y espesamiento de los lodos activados se expresan en términos del Índice de Molhman o Índice Volumétrico de Lodos (IVL). Este parámetro indica la aptitud de los lodos para la decantación. En la medida que el valor del IVL sea mayor, las características de sedimentabilidad de los lodos serán menores.

De acuerdo con el Índice Volumétrico de Lodo estos pueden clasificarse en:

- Lodos normales $IVL < 100 \text{ mLg}^{-1}$
- Lodos ligeros $IVL = (100 - 200) \text{ mLg}^{-1}$
- Lodos abultados $IVL > 200 \text{ mLg}^{-1}$

El IVL es el volumen en mL ocupado por 1 gramo de sólido después de dejar sedimentar durante 30 minutos 1 litro de lodo, en una probeta.

Aunque la clasificación de los lodos de acuerdo con el índice volumétrico se corresponde con el comportamiento que usualmente presentan estos, debe tenerse también presente que el valor de este indicador es función de la concentración de los lodos.

10.8.6 Re-suspensión de sólidos

Hay otro fenómeno que puede presentarse durante la separación en los sedimentadores, pero que no está necesariamente asociado a dificultades de sedimentación, que es la re-suspensión de los sólidos ya sedimentados. Una vez que los lodos han sedimentado

satisfactoriamente puede producirse la resuspensión de los mismos. Esto puede ocurrir debido fundamentalmente a 2 causas:

- descomposición anaerobia de los lodos del fondo
- desnitrificación

Si los sólidos sedimentados permanecen mucho tiempo en el fondo del sedimentador sin ser extraídos, puede iniciarse su descomposición anaerobia, con desprendimiento de gases que al ascender arrastran los sólidos hacia la superficie. La flotación también puede ser originada por el desprendimiento de N_2 , en aquellos casos en los que se está obteniendo un efluente nitrificado. Como en el sedimentador existen condiciones anóxicas, el nitrato puede reducirse dando lugar a la formación del N_2 , que en su ascenso arrastra partículas de sólidos sedimentados previamente.

10.9 Necesidad de oxígeno

En los sistemas de lodos activados el suministro de oxígeno tiene dos objetivos. El principal de ellos es el de satisfacer las necesidades para el desarrollo de las funciones metabólicas de los microorganismos aerobios. El segundo, promover la agitación necesaria para mantener en suspensión los flocúlos de lodos.

La determinación de la necesidad de oxígeno en los procesos de lodos activados constituye una etapa importante en las actividades de diseño y evaluación de una instalación de tratamiento. En la medida que se conozca la cantidad de oxígeno que es necesario para un proceso dado, se estará en mejores condiciones de seleccionar el equipamiento adecuado para suministrarlo.

El metabolismo aerobio es independiente de la concentración de oxígeno disuelto cuando ésta es superior a un valor considerado como crítico, aproximadamente entre 0,2 y 2,0 mgL^{-1} . Por debajo de este valor crítico la velocidad de las reacciones metabólicas aerobias se ven limitadas.

La velocidad de consumo de oxígeno en los sistemas de lodo activado o en general en aquellos en los que la biomasa está en suspensión, puede representarse por la siguiente ecuación empírica:

$$r_x = Y' \Delta B_x + b \quad \dots 10.18$$

donde

$$r_x = \frac{r}{X_b} \quad \dots 10.19$$

ΔB_x : velocidad específica de consumo de DBO (ecuación 10.7) ($kg.kg^{-1}.d^{-1}$)

r: velocidad de consumo de oxígeno ($mg L^{-1}.d^{-1}$)

r_x : velocidad específica de consumo de oxígeno ($kg.kg^{-1}.d^{-1}$)

Menéndez C. y Pire S.

X_b : sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado (SSVLM) (mg L^{-1})

Y' : kg O_2 consumido (kg DBO eliminado) $^{-1}$

b : kg O_2 consumido ($\text{kg SSV autooxidado.d}$) $^{-1}$

ΔS : $S_0 - S$ (mg L^{-1})

θ : tiempo de retención hidráulico (d)

La ecuación 10.18 puede expresarse también tomando como base la DQO.

Valores típicos de Y' y b se reportan en la tabla 10.2.

Tabla 2. Valores típicos de Y' y b

BASE	Y' (kg kg^{-1})	b (d^{-1})	TIPO DE RESIDUAL
DBO ₅	0,50	0,03 - 0,10	Municipal
DQO	0,40	0,3 - 0,13	Municipal
DQO	0,27	0,11	Pulpa y papel
DQO	0,35	0,08	Tenería

Los coeficientes Y' y b pueden ser calculados a escala de laboratorio.

El valor de r_x depende en gran medida de la actividad del sistema. Por ejemplo, para residuales teneros tratados mediante lagunas aireadas, se han obtenido valores de velocidad específica de respiración (r_x) de $1,43 \text{ kg kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ y $0,79 \text{ kg kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ para uno y tres días de edad de lodo respectivamente. Para la fase de respiración endógena se acepta como intervalo de valor de la velocidad específica de consumo de oxígeno el comprendido entre $0,15$ y $0,50 \text{ kg kg}^{-1}\text{d}^{-1}$.

El requerimiento mínimo de aire aplicado por kilogramo de DBO alimentado al reactor de aireación es función de las características del sistema en particular. En todos los casos es recomendable garantizar una concentración mínima de oxígeno disuelto de 2 mg L^{-1} .

En ausencia de otra información que permita hacer estimados más precisos sobre la necesidad de oxígeno, puede asumirse que para la eliminación de la DBO carbónica en procesos convencionales de lodos activados, es necesario utilizar aproximadamente un mínimo de $1,1 \text{ kg O}_2$ por cada kg de DBO₅ aplicado. Para sistemas de aireación extendida el requerimiento de oxígeno puede tomarse aproximadamente como $1,8 \text{ kg}$ de O_2 por cada kg de DBO₅.

Por otro lado, partiendo de consideraciones teóricas, la necesidad de oxígeno puede ser determinada a partir de la DBO_u del agua residual y de la cantidad de biomasa que diariamente se extrae del proceso. La demanda teórica de oxígeno para la eliminación de

las sustancias carbonosas contenidas en el agua residual puede calcularse mediante la relación,

$$\text{kg O}_2\text{d}^{-1} = (\text{kgd}^{-1} \text{ DBO}_u \text{ total utilizado}) - 1,42 (\text{kgd}^{-1} \text{ biomasa extraída}) \quad \dots 10.20$$

En la expresión anterior ha sido considerado que 1,42 es el equivalente de oxígeno de la biomasa, asumiendo que la fórmula empírica de ésta es $\text{C}_5\text{H}_7\text{N O}_2$.

De acuerdo con esto,

$$\text{kgO}_2 \text{ d}^{-1} = \frac{Q(S_0 - S) 10^{-3}}{f} - 1,42 \text{ PB} \quad \dots 10.21$$

donde

Q: flujo ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

S_0 y S: DBO_5 afluente y efluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

PB: biomasa producida (kgd^{-1})

f: relación entre DBO_5 y DBO_u

10.10 Suministro de oxígeno

Velocidad de transferencia de oxígeno

La velocidad de transferencia de oxígeno puede expresarse mediante la ecuación 10.22

$$\frac{dC}{dt} = r = \alpha k_L a (\beta C_{s,m} - C) 1,02^{t-20} \quad \dots 10.22$$

donde

$\frac{dC}{dt} = r$: velocidad de transferencia de oxígeno ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ h}^{-1}$)

$k_L a$: coeficiente global de transferencia de oxígeno (h^{-1})

$C_{s,m}$: concentración de saturación promedio a la temperatura de trabajo y a una profundidad que es igual a la mitad de la altura del tanque de aireación mg L^{-1}

$$\alpha = \frac{k_L a \text{ del medio}}{k_L a \text{ del agua limpia}}$$

$$\beta = \frac{C_{s,w}}{C_s}$$

$C_{s,w}$: concentración de saturación de oxígeno del agua residual ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

C_s : concentración de saturación de oxígeno en agua limpia ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Menéndez C. y Pire S.

Los valores de β suelen variar entre 0,7 y 0,8 como consecuencia de las variaciones de la solubilidad del oxígeno debido a la presencia de sales, sólidos suspendidos y sustancias tensoactivas.

El valor de α puede no ser constante y variar durante el proceso que tiene lugar en el bioreactor. En la tabla 10.3 se reportan valores típicos de α para diferentes implementos de aireación.

Tabla 10.3. Valores típicos de α

Implemento de aireación	Valor tipo
Difusor de burbuja gruesa	0,85
Difusor de burbuja fina	0,50
Eyector de aireación	0,75
Areador superficial	0,90
Turbinas	0,85

En estado estacionario las condiciones de trabajo deben ser tales que la velocidad a la que se adiciona el oxígeno sea igual a la velocidad que se consume:

$$r = \alpha k_L a (\beta C_{sm} - C) \quad \dots 10.23$$

r: velocidad de transferencia de oxígeno ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

$k_L a$: (h^{-1})

C_{sm} y C: (mg.L^{-1})

Ejemplo 10.4

Un reactor aerobio de 2,5 m de altura efectiva tiene un sistema de aireación por difusión con un coeficiente de transferencia de oxígeno $k_L a = 3 \text{ h}^{-1}$ a la temperatura de trabajo. Si se conoce que:

La concentración de saturación a la altura media del líquido, $C_{s,m} = 8,8 \text{ mg.L}^{-1}$; $\alpha = 0,85$ y $\beta = 0,8$, calcule la velocidad de transferencia de oxígeno cuando el oxígeno disuelto en el reactor es de

a) 4 mg.L^{-1}

b) 1 mg.L^{-1}

Solución

De acuerdo con la ecuación 10.22,

$$r = \alpha k_L a (\beta C_{s,m} - C) 1,02^{t-20}$$

como el valor del coeficiente de transferencia está dado a la temperatura de trabajo,

$$3 \text{ h}^{-1} = k_L a \cdot 1,02^{t-20}$$

a) para $OD = 4 \text{ mg.L}^{-1}$

$$r = 0,85 \cdot 3(0,80 \cdot 8,8 - 4)$$

$$r = 7,7 \text{ mg.L.h}^{-1}$$

b) para $OD = 1 \text{ mg.L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$

$$r = 15,4 \text{ mg.L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$$

puede apreciarse el incremento notable del oxígeno transferido en un caso y otro dependiendo del gradiente de concentración

Ejemplo 10.5

Se dispone de un reactor de 227 m^3 y 3 m de volumen y altura efectivos respectivamente, y una concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) de 5000 mg.L^{-1} , para tratar $892 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de un agua residual que tiene una DQO de 500 mg.L^{-1} y una temperatura media de 28°C . Se dispone de la siguiente información:

$$C_{s,28^\circ\text{C}} = 9,07 \text{ mg.L}^{-1}; \alpha = 0,85; \beta = 0,80; Y' = 0,27; b = 1$$

Estime el coeficiente de transferencia que se requiere para disponer del oxígeno necesario que permita lograr una reducción del 75% de la DQO inicial y una concentración de oxígeno disuelto en el reactor de al menos 1 mg.L^{-1} .

Solución

Las condiciones de trabajo deben ser tales que la velocidad de transferencia de oxígeno sea al menos igual a la velocidad de consumo.

La velocidad específica de consumo de oxígeno puede estimarse utilizando la ecuación 10.17,

$$r_x = Y' \Delta B_x + b$$

$$Y' = 0,27; \Delta B_x = \frac{(500 - 125)}{0,25 \cdot 5000} = 0,3 \text{ kg.kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \cdot b = 1$$

$$r_x = 1,08 \text{ kg.kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$$

Menéndez C. y Pire S.

La velocidad de consumo de oxígeno por unidad de volumen y por hora se calcula,

$$r = r_x \cdot 0.5 \cdot \frac{1}{227} \cdot \frac{1}{24} \cdot \frac{1 \text{ m}^3}{10^3 \text{ L}} \cdot \frac{10^6 \text{ mg}}{\text{kg}}$$

$$r = 0,99 \text{ mg.L.h}^{-1}$$

La velocidad de transferencia debe ser al menos igual a la de consumo obtenida (0,99 mg.L.h⁻¹)

Mediante la ecuación 10.22 puede estimarse el k_La necesario.

$$r = \alpha k_L a (\beta C_{s,m} - C) 1,02^{t-20}$$

$$0,99 = 0,85 k_L a (0,80 \cdot 9,07 - 1) 1,02^{28-20}$$

El coeficiente de transferencia que se requiere es k_La = 0,16 h⁻¹ a 28°C

Equipos de aireación

El equipamiento para producir aireación que más comúnmente es utilizado puede clasificarse en

- sistemas de aire difundido
- sistemas de aireación mecánica

El sistema de aireación debe ser capaz de transferir oxígeno al licor mezclado a una velocidad equivalente al pico de requerimiento de oxígeno, expresado como flujo másico por unidad de volumen de reactor de aireación (kg O₂.m⁻³.h⁻¹). El nivel superior de transferencia de oxígeno para los dispositivos de aireación está comprendido entre 70 y 100 kg O₂.m⁻³.h⁻¹

Una manera de expresar la eficiencia de los sistemas de aireación es a través de la Capacidad de Transferencia (N) [kg O₂(kWh)⁻¹].

Aire difundido

Los sistemas de aire difundido están constituidos por difusores sumergidos en el agua, las líneas o tuberías conductoras de aire, los sopladores o compresores, y su equipamiento auxiliar.

Básicamente se conocen dos tipos de difusores: los que producen burbujas pequeñas a partir de un medio poroso y aquellos que utilizan tuberías horadadas o algún otro

dispositivo para producir burbujas grandes o medianas. Todos estos implementos son muy diversos en dependencia de los fabricantes. Figura 10.13.

Para reactores rectangulares los difusores se distribuyen a ambos lados y en toda la longitud del tanque de aireación. Figura 14. Como elemento práctico puede señalarse que para mantener una mezcla adecuada, el ancho del tanque de aireación debe ser aproximadamente el doble de su profundidad. Este ancho puede duplicarse si además se concibe una línea central de unidades de difusión. También puede apuntarse que la ubicación de los difusores debe ser tal que los puntos de salida del aire deben estar unos de otros a una distancia comprendida entre 15 y 75 cm.



Figura 10.13. Implementos para la aireación mediante aire difundido

Los difusores de burbuja fina se construyen de granos de sílice u óxido de aluminio. Otras unidades son tubos recubiertos de diversos compuestos como nylon, dracón y saran. El diámetro de la burbuja suele estar comprendido entre 2 - 2,5 mm. Estas unidades se diseñan para lograr un flujo de aire por unidad de 3 - 28 m³h⁻¹ en condiciones estándar (P = 101,3 kPa, 20 °C).

Los difusores no porosos originan burbujas de hasta 25 mm de diámetro. Estas burbujas grandes son la causa de que estos difusores presenten menor rendimiento que los porosos, pero por otro lado presentan las ventajas de tener menor costo, y menos necesidades de mantenimiento y de limpieza de aire.

La aireación mediante difusores es recomendada fundamentalmente para profundidades de líquido en el reactor entre 2,5 y 5,0 m y valores de velocidades de consumo de oxígeno inferiores a 1 mg L⁻¹min⁻¹.



Figura 10.14. Distribución de los difusores. Vista de planta

Aireación mecánica

Los aireadores mecánicos pueden ser superficiales o sumergidos, y ambos a su vez, de eje vertical o de eje horizontal. En los aireadores mecánicos el oxígeno se toma de la atmósfera. Hay modelos de aireadores mecánicos sumergidos, las turbinas, en los que además se introduce aire por la parte inferior del reactor de aireación. Figura 10.15.



Figura 10.15. Aireadores superficiales

Los aireadores superficiales rompen la superficie del líquido mecánicamente, creando una interfase gas-líquido en forma atomizada de pequeñas gotas de agua y burbujas de aire. Además el volumen total de líquido circula y se mezcla de manera tal que el agua oxigenada se reemplaza continuamente por líquido de otras zonas.



En reposo



En operación

Figura 10.16. Aireador superficial de cepillo en un canal Pasveer

Los aireadores superficiales de eje vertical pueden montarse sobre una estructura rígida o sobre flotadores. Los de eje horizontal tienen su origen en los aireadores Kessener de cepillo y hoy se fabrican de diferentes tipos. Figura 10.16.

La transferencia de oxígeno ocurre a través de la acción de vórtice y por la exposición a la superficie de grandes volúmenes de agua atomizada.

Para los implementos de eje vertical, la cantidad de oxígeno transferido al líquido es función de la potencia.

Los aireadores superficiales se utilizan cuando la velocidad de consumo de oxígeno del sistema está en el intervalo de 60 a 55 $\text{mgL}^{-1}\text{h}^{-1}$. Para mayores velocidades de consumo se recomienda el empleo de aireadores de turbina.

BIBLIOGRAFÍA

1. Chamy, R M. Ed. (2003) Archivos de Ingeniería Bioquímica. Vol II. Avances en Biotecnología Ambiental Tratamiento de Residuos Líquidos y Sólidos.. Ediciones Universitarias de Valparaíso. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
2. Cheremisinoff, N.P. (2002). Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies Butterworth-Heinemann
3. Chudoba, J., Menéndez, C y Pérez O. J. (1986). Fundamentos Teóricos de Algunos Procesos para la Purificación de Aguas Residuales. Ed. ISPJAE.
4. Corbitt, R. Standard Handbook of Environmental Engineering. (1989). McGraw Hill
5. Droste, R.L. (1997). Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment. Ed. John Wiley and Sons, Inc.
6. Eckenfelder, W.W. (1989). Industrial Water Pollution Control. Ed. McGraw-Hill Book Company.
7. Eckenfelder, W.W. and Musterman, J.L. (1995). Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater. Ed. Technomic Publishing Company Inc.
8. Hernández, A. (1996). Depuración de Aguas Residuales. Ed. Paraninfo.
9. Jenkins, D. Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming. Lewis Pub. 2nd Ed.
10. Lee, C. C. and Shun D. L. (2007). Handbook of Environmental Engineering Calculations, Ed. McGraw-Hill Companies
11. Menéndez, C. y Pérez O, J. (2007). Procesos para el Tratamiento Biológico de Aguas Residuales Industriales. Ed. Félix Varela.
12. Metcalf and Eddy (1996) Wastewater engineering Treatment, Disposal and Reuse. 3rd ed., Mc Graw-Hill, Inc New Cork
13. Wilson, F. (1989). Design Calculations in Wastewater Treatment. Ed. E. & F.N. Spon.

CAPÍTULO 11

FILTROS PERCOLADORES

11.1. Introducción

Los filtros percoladores o más correctamente denominados lechos bacterianos, son sistemas de depuración biológica de aguas residuales, en los que la oxidación de la materia orgánica se produce al hacer pasar agua residual, previamente sedimentada, a través de un medio poroso cubierto de una película biológica que se mantiene en contacto con el aire. El agua residual fluye sobre la superficie del medio poroso o empaque en una delgada capa que está en contacto con la película biológica por un lado y con el aire en los espacios intersticiales del empaque por el otro. Por esta razón estos reactores se denominan reactores de crecimiento biológico asistido, y el fundamento del proceso se basa en las acciones producidas en todo el espesor del limo o película biológica. En la figura 1 se aprecia una vista aérea de una planta de tratamiento de residuales que emplea filtros percoladores como unidad de tratamiento secundario.

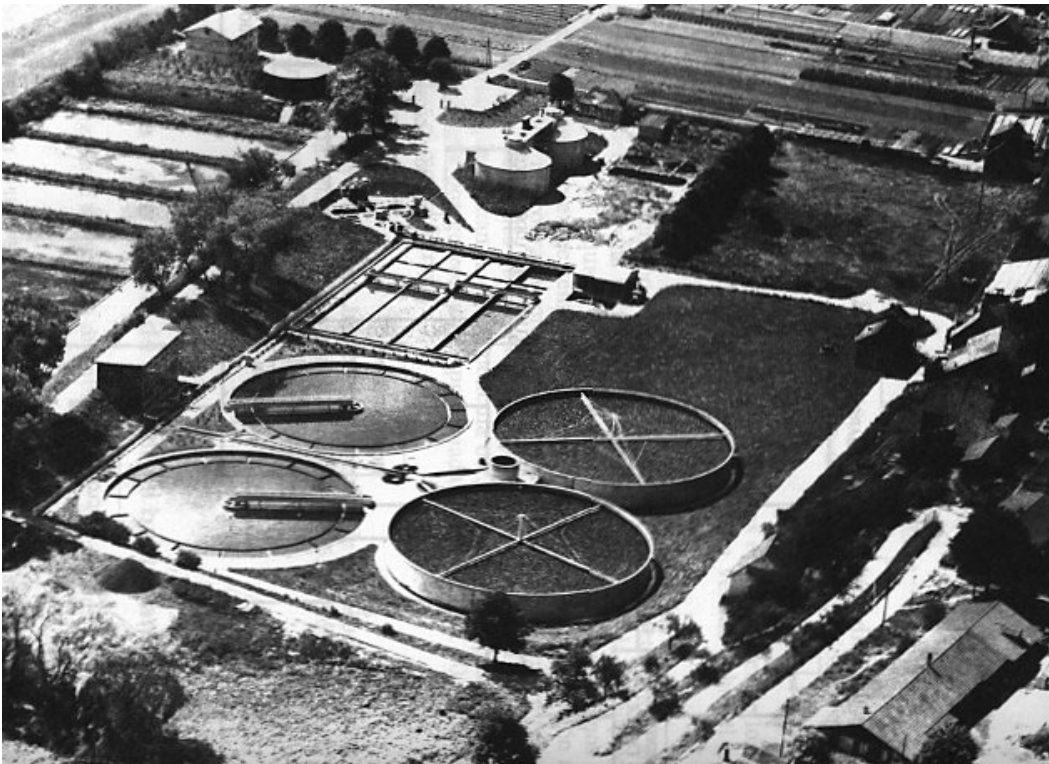


Figura 11.1. Vista aérea de una instalación de tratamiento con filtros percoladores

A medida que las aguas residuales y el aire fluyen a través del lecho, el limo biológico hace uso de ellos para obtener de los compuestos orgánicos el sustrato y la energía necesaria para sus procesos vitales para sintetizar nueva masa celular. Como resultado, se logra la disminución de los contaminantes orgánicos mediante su conversión en masa celular, CO_2 y H_2O . La acumulación de biomasa sobre la superficie del medio debido a su crecimiento tiene un límite, al cabo del cuál la biomasa se desprende y es arrastrada con el efluente del filtro percolador. Por esta razón, se requiere un sedimentador secundario como complemento de este proceso biológico, para eliminar el limo biológico que se desprende del lecho.

La película biológica está constituida por un conjunto complejo de microorganismos aislados y colonias de ellos, embebidos en una matriz de polímeros, cuya estructura y composición es función de la edad de la biopelícula y de las condiciones ambientales.

Normalmente el agua residual se distribuye de manera uniforme sobre el lecho de relleno mediante un distribuidor del flujo, giratorio o fijo. El agua residual percola en sentido descendente a través del relleno y el efluente se recoge en el fondo. En la figura 11.2 se presenta un diagrama de la sección típica de un filtro percolador cilíndrico o circular, y en la figura 3 una vista de planta de un esquema de filtro rectangular.

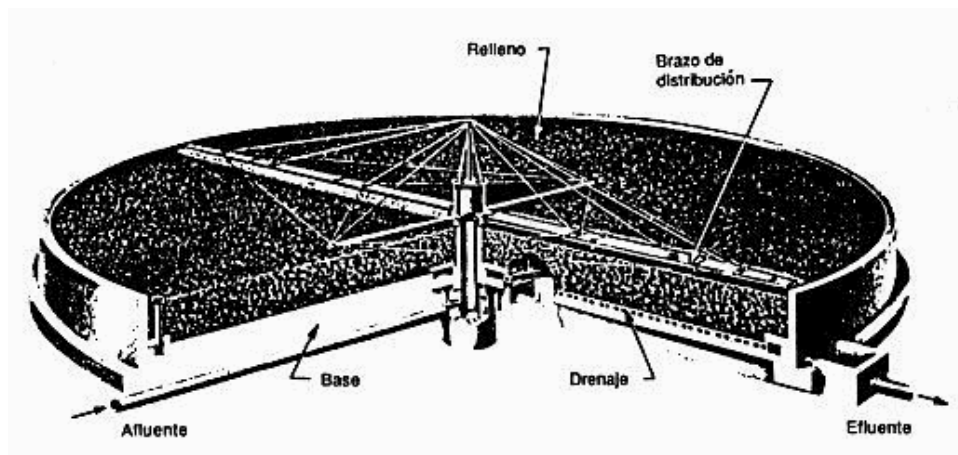


Figura 11.2. Diagrama de un filtro percolador típico

11.2. Partes de que consta un filtro percolador

Los filtros percoladores constan de 3 partes principales:

- Sistema de distribución del agua residual
- Relleno, empaquetadura o medio de soporte de la biomasa
- Sistema recolector del agua a la salida del tratamiento

11.2.1 Sistema de distribución

El sistema de distribución debe proporcionar una carga hidráulica uniforme sobre la superficie del filtro. Los aspersores para la distribución del agua residual pueden ser fijos o móviles, dependiendo de que la estructura del filtro sea rectangular o circular respectivamente.

Los fijos requieren un dispositivo más complicado de distribución y, por tanto, una mayor pérdida de carga (alrededor de 2 m).

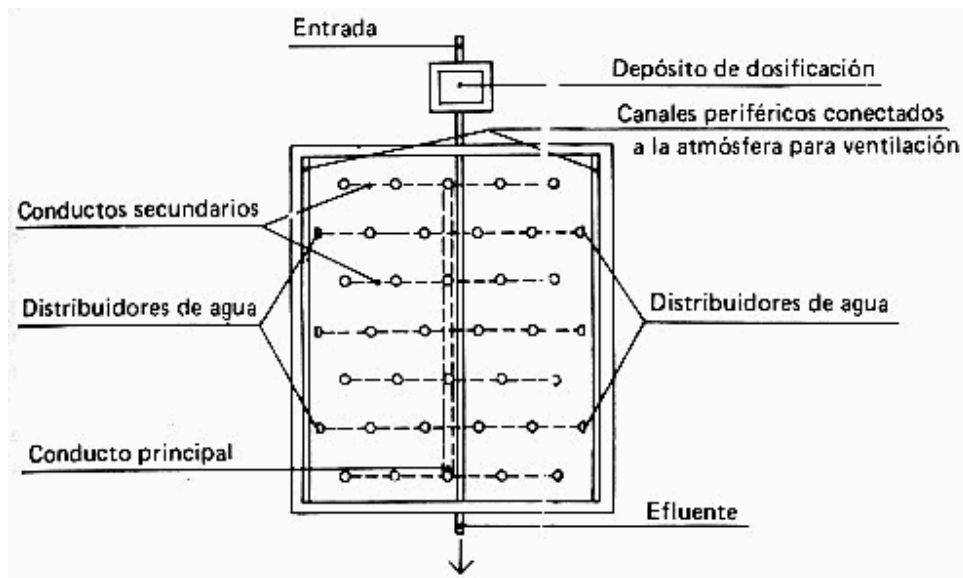


Figura 11.3. Esquema de filtro rectangular. Vista de planta

Los aspersores móviles consisten en brazos giratorios, 2 ó 4, que se disponen radialmente, y son movidos por carga hidráulica. Figura 11.4. La velocidad de rotación es de 0,3 a 5 vueltas por minuto, dependiendo de la carga hidráulica a la que se desea someter el percolador. La pérdida de carga en este tipo de aspersor aproximadamente de 0,5 m.

2.2 Empaquetadura o relleno

La empaquetadura o relleno constituye el medio de soporte de la biomasa. Las dos propiedades más importantes del relleno en los filtros percoladores son la superficie específica y el porcentaje de huecos o espacios vacíos. La superficie específica se define como los m^2 de superficie de relleno por m^3 de volumen total del empaque o relleno.

Cuanto mayor sea la superficie específica mayor será la cantidad de limo biológico presente por unidad de volumen. Por otra parte mientras mayor sea la proporción de huecos en el empaque, se podrá trabajar con mayores valores de flujo de agua residual por unidad de área superficial (carga hidráulica) con menor riesgo de que ocurra inundación por tupiciones.



Figura 11.4. Filtro percolador de distribuidor giratorio

El objetivo de los medios de empaque es el de proporcionar un soporte sólido y estable para el limo biológico, y exponer la máxima área superficial al flujo del líquido que se desea tratar, y de superficie mojada, al contacto del aire. Debido al crecimiento de biomasa que tiene lugar sobre el relleno, parte de la misma se desprenderá periódicamente, y será evacuada junto con el agua residual tratada (efluente del filtro percolador), a través del sistema recolector, por el fondo del filtro.

El material que se utiliza para el relleno o empaque de los filtros debe poseer

- Resistencia mecánica
- Resistencia química
- Alta relación área/volumen

Aunque el material de relleno puede ser de granito, coque o escoria entre otros materiales, los medios más comúnmente empleados son el estándar de piedra y material plástico.

Medio de piedra

- Tamaño de la piedra 3-15 cm
- Área específica $A_v = 40 - 80 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$
- Peso específico $\rho = (2 - 3) \cdot 10^3 \text{ kg m}^{-3}$
- Espacio vacío 50 % del volumen del empaque

Material plástico

- Medio de diferentes formas, tamaño y materiales
- Área específica $A_v = 20 - 250 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$
- Peso específico $\rho = 50 - 90 \text{ kg m}^{-3}$
- Espacio vacío 90-95 % del volumen del empaque

Las principales ventajas que sobre el medio estándar de piedra tiene el medio de plástico son:

Alta área específica

Permiten profundidades del relleno hasta de 12 m

Existe un riesgo menor de quedar obstruidos por las aguas residuales que arrastran cantidades importantes de sólidos en suspensión al tener mayor espacio vacío

Requieren una estructura de soporte más barata al tener menos peso específico que los materiales naturales

Las desventajas de los rellenos sintéticos son:

Su precio comparativamente elevado

Resultan inadecuados para obtener rendimientos en el tratamiento de las aguas residuales con relativamente baja DBO al compararlos con los que se consiguen con los rellenos normales

Los materiales de plástico de los que más comúnmente se dispone pueden ser de distribución ordenada o distribución aleatoria, también llamada caótica o desordenada.

El relleno de material plástico que más comúnmente se oferta para colocar en disposición ordenada se presenta, generalmente, en paquetes (estructuras modulares) de configuración de paralelepípedo, de hojas conformadas y encoladas (por ejemplo, Flocor o Plasdek).

También pueden ser de forma tubular (tubos de 8 a 10 cm de diámetro) que llevan tabiques internos para aumentar la superficie específica; estos tubos se colocan a lo largo de toda la altura del filtro por capas (por ejemplo, el Bionet). Figuras 11.5 y 11.6 5. La vista del fondo de un filtro de relleno plástico puede apreciarse en la figura 6.

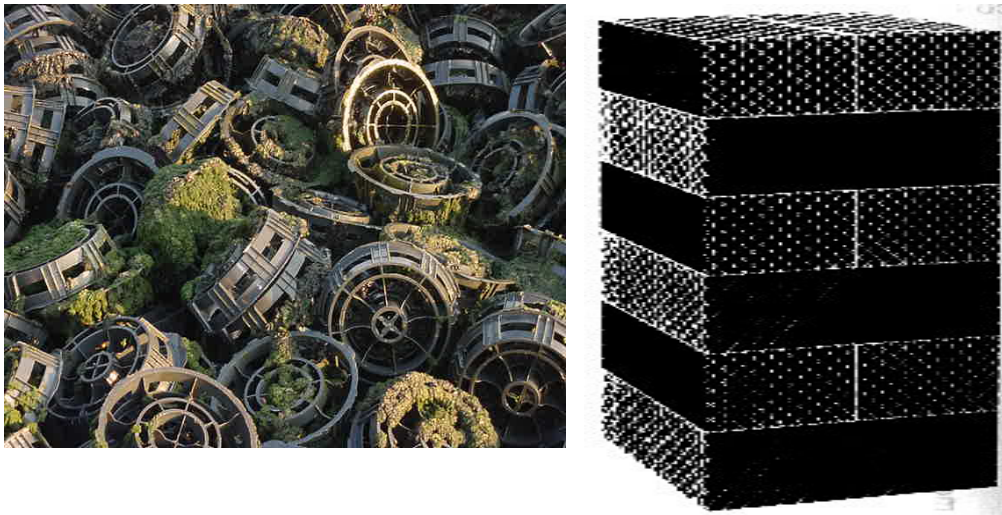


Figura 11.5. Variantes de relleno plástico típicos



Figura 11.6. Vista superior, en detalle, del fondo de un filtro percolador con relleno plástico

La altura o profundidad de los filtros de mueve en un intervalo que va generalmente entre 1,8 y 10 metros. Figura 11.7. Mientras que los lechos rellenos de roca, clinkers u otros materiales similares, no deben sobrepasar profundidades de 1 a 2,5 m, los lechos de materiales sintéticos pueden soportar profundidades entre 6 y 12 m. El mayor porcentaje de huecos en los rellenos sintéticos facilita el flujo y reduce el peligro de inundación.

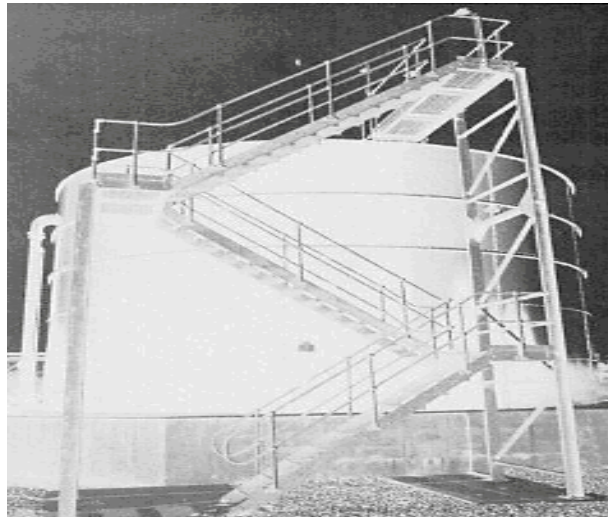


Figura 11.7. Vista exterior de un filtro percolador tipo torre con empaque plástico

Los tamaños de piedra recomendados, como ya fue expresado, oscilan de 3 a 15 cm de diámetro. Especial atención debe prestarse a la uniformidad del medio, ya que mientras más

uniforme sea su tamaño, mayor proporción de huecos o espacios vacíos tendrá el relleno, para un tamaño dado del mismo.

2.3 Sistema recolector

A través del sistema recolector se extrae el efluente del tratamiento y se produce además la circulación del aire a través de la estructura. Figura 11.8

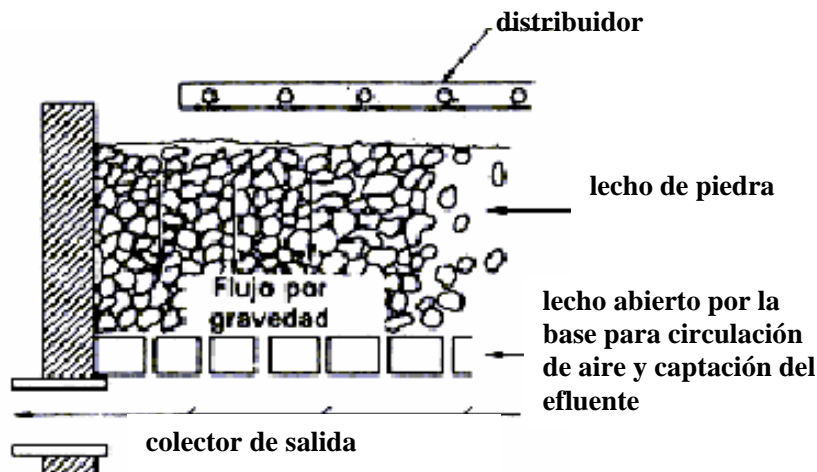


Figura 11.8. Sistema recolector del efluente de un percolador

La recogida de agua residual tratada se efectúa por medio de un dispositivo de drenaje en el fondo del lecho bacteriano. Este sistema debe tener previsto un sistema de canales de recogida, con la característica fundamental de que no debe existir sedimentación en los mismos, ya que el agua residual contiene flóculos de biomasa que se desprenden del relleno y deberán ser separados de la corriente del efluente en el sedimentador secundario.

La pendiente del piso será del 1% ó 2%, y la sección no irá nunca llena, ya que deberá servir también como canal de aireación. Una recomendación de diseño marca que, la zona de salida al falso fondo de agua y aire, sea el 15 ó 20% la superficie total del filtro.

11.3. Fundamento del proceso con filtros percoladores

El agua residual que está siendo tratada y el oxígeno del aire, se mantienen en contacto con la biopelícula que se forma sobre al empaque del filtro. El oxígeno se consume debido a la actividad microbiana. Como consecuencia del crecimiento bacteriano, el espesor de la biopelícula va aumentando hasta un cierto límite. La penetración de oxígeno no llega hasta la superficie del relleno, y por ello, se desarrolla una zona zona más externa de actividad aerobia y una segunda zona anaerobia, más interna, entre el material de relleno y la zona aerobia. Figuras 11.9 y 11.10.

La capa del limo que se forma junto al relleno tiene un espesor total comprendido entre 0,1 y 2,0 mm pasado el cual se separa del medio de empaque y los fragmentos se arrastran con el agua. La capa de limo está formada por una subcapa aerobia y de otra anaerobia.

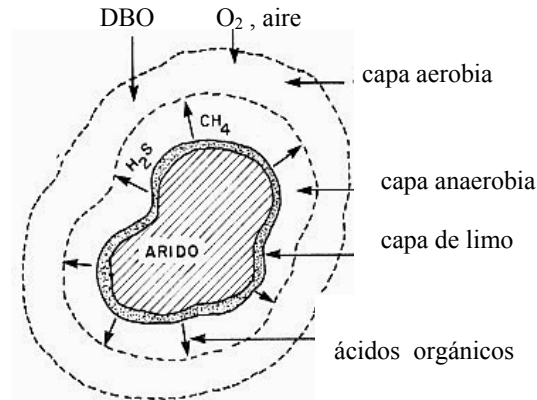


Figura 11.9. Esquema de detalles de las subcapas aerobia y anaerobia de un filtro percolador.

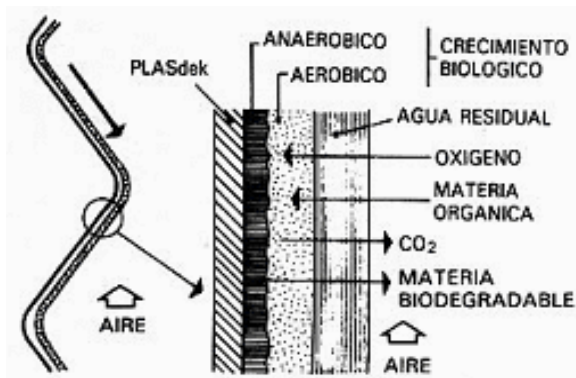


Figura 11.10. Esquema de la biopelícula de un lecho bacteriano

Como la biopelícula está formada por una acumulación irregular de células, se producen grietas por donde pueden hacerse los intercambios de oxígeno y de sustrato. Debido a que la migración del sustrato es de 3 a 5 veces menor que la del oxígeno, se desarrollan tres capas del exterior al interior:

- Aerobia: recibe sustrato y, por lo tanto, crece
- Aerobia (más interna que la anterior): no recibe sustrato, no crece, pero está en respiración endógena
- Anaerobia: sin sustrato ni oxígeno, en fermentación

Normalmente, el espesor de la capa de limo está comprendido entre 0,1 y 2,0 mm, pasado el cual se separa del medio de empaque y los fragmentos se arrastran con el agua. Existe un

efecto perjudicial en la operación del filtro percolador si el espesor es superior a los 2,0 mm puede presentarse una obstrucción del relleno, fundamentalmente si es de piedra, perjudicando el flujo del agua residual y la transferencia de oxígeno a los microorganismos aerobios. En la capa anaerobia de color negro, las burbujas del gas de fermentación producen a su vez el desprendimiento de trozos de biopelícula que son arrastrados por el agua. El espacio libre es ocupado rápidamente por nuevas colonias bacterianas. Este fenómeno es la esencia del mecanismo de autolimpieza, que impide la taponamiento de los percoladores.

La biopelícula se compone esencialmente de:

- Bacterias, en gran parte filamentosas
- Protozoos (vorticellas y opercularias), que se alimentan principalmente de bacterias aisladas que contribuyen a la turbidez del agua
- Gusanos: como los nemátodos y las lombrices
- Insectos: como la mosca del género psychoda

Teniendo en cuenta que el flujo de agua residual en los filtros percoladores es descendente, la concentración de DBO disminuye en la medida que el agua transita por las diferentes alturas. Por ello la distribución de los diferentes microorganismos no es uniforme en todo el volumen del reactor. Hay predominio de bacterias y protozoos en la capa superficial. En la altura media pueden apreciarse hongos filamentosos, gusanos y nemátodos. Entre los hongos pueden destacarse: *Fusarium acueductum*, y el *Pullularia pullulans*, entre otros. Los hongos ocupan del 5 al 30% del total de los microorganismos. Se denota presencia de algas en toda la profundidad mientras llega la luz solar.

Se destaca además la presencia de nitrosomonas y nitrobacter, que como se conoce son bacterias autótrofas que oxidan el $N-NH_3$ a $N-NO_3^-$. Por lo tanto en los filtros percoladores puede ocurrir, al igual que en los lodos activados, nitrificación.

En general la entrada del agua en los lechos debe estar precedida de una sedimentación primaria, para eliminación de grasas y sólidos en suspensión.

Para un buen proceso de depuración, debe conseguirse una correcta maduración del lecho bacteriano. Para el establecimiento de una película biológica bien equilibrada (maduración de los lechos), se requiere un tiempo menor en verano que en invierno. Ese proceso exige semanas o meses, debido a una proliferación lenta de los microorganismos. Después de algunas semanas de maduración, los materiales de relleno se recubren de una película gelatinosa de bacterias que forman la película que cubre el relleno o empaque. El agua, que se aporta por goteo, atraviesa el medio de relleno en aproximadamente de 20 a 60 minutos.

11.4. Circulación del aire a través de los filtros percoladores

La casi totalidad de los filtros percoladores en países de clima cálido utilizan la ventilación natural.

Cuando la temperatura del aire es 6° C superior a la del agua, se produce una corriente de aire ascendente a través del relleno, con una velocidad del orden de 18 m.h⁻¹. En la misma medida que esta diferencia disminuye, disminuye el flujo de aire, llegando a no producirse corriente de aire, cuando la diferencia es de 2° C. Si la temperatura del aire es menor que la del agua, se invierte el sentido del flujo de aire a través del relleno. Figura 11.11.

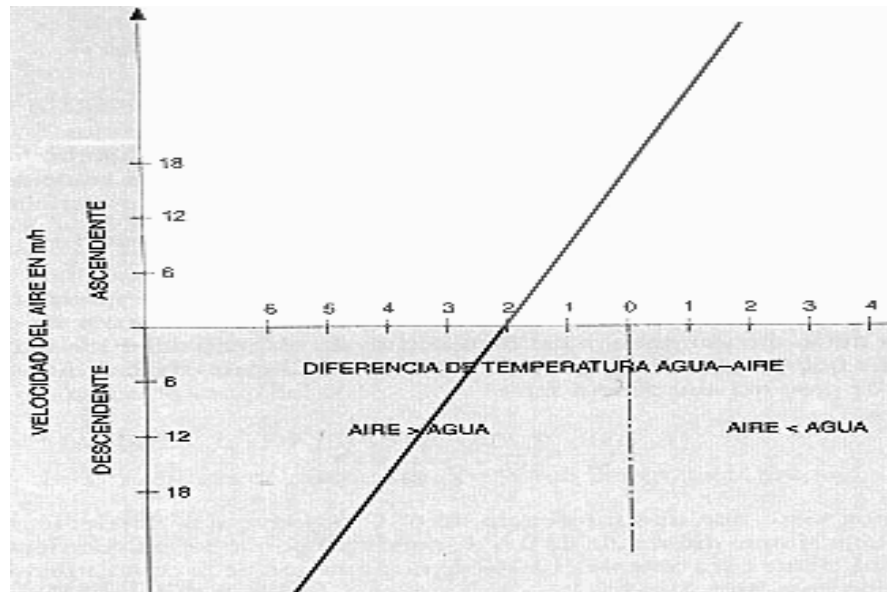


Figura 11.11. Flujo de aire a través de un filtro percolador

11.5 Configuración de los esquemas de tratamiento

La manera de organizar la secuencia entre las distintas unidades que componen el sistema varía mucho. Quizás el elemento más importante en la configuración de las unidades del proceso es que el diseño hidráulico ofrezca la flexibilidad necesaria para variar las direcciones de los flujos de forma tal que una vez construida la planta se puedan corregir con relativa facilidad los problemas de operación que puedan presentarse. En la figura 11.12 se presentan algunas de las formas más comunes de organización de las unidades tanto para filtros de una etapa como para filtros de dos etapas

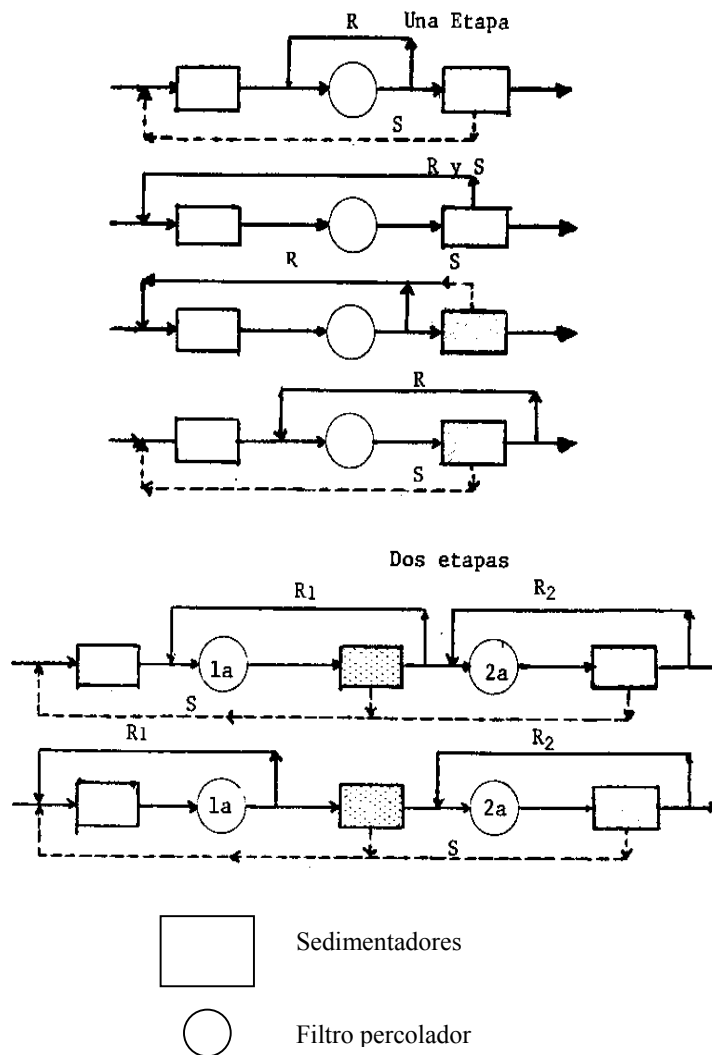


Figura 11.12 Configuraciones de plantas con filtros percoladores (de una y dos etapas)

11.6. Parámetros para el diseño y operación de los filtros percoladores

Los parámetros más importantes relacionados con los filtros percoladores son la carga hidráulica y la carga orgánica.

11.6.1 Carga hidráulica

La carga hidráulica (v) es el flujo que pasa a través del filtro, por unidad de área superficial (A_f).

$$\text{Sin recirculación, } v = \frac{Q_o}{A_f} \quad (\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}) \quad \dots 11.1$$

$$\text{Con recirculación, } v = \frac{Q_o + Q_r}{A_f} \quad (\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}) \quad \dots 11.2$$

donde

Q_o : flujo afluente ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

Q_r : flujo de recirculación ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

A_f : área del filtro (m^2)

11.6.2 Carga orgánica

La carga orgánica es el flujo másico de DBO aplicado al filtro percolador por unidad de volumen de empaque,

$$B_v = \frac{Q_o \cdot S_o}{A_f \cdot H} \quad (\text{kg DBO}_5 \text{ aplicada } \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}) \quad \dots 11.3$$

donde

H : Profundidad o altura del empaque (m)

Teniendo en cuenta la ecuación 11.1, la carga orgánica también puede calcularse,

$$B_v = \frac{Q_o \cdot S_o}{A_f \cdot H} = v \cdot \frac{S_o}{H} \quad (\text{kg } \text{m}^{-3} \text{ d}^{-1}) \quad \dots 11.4$$

11.6.3 Recirculación

La recirculación permite obtener la carga hidráulica suficiente para producir la autolimpieza del filtro al contribuir con el desprendimiento del exceso de biomasa. Además, la disminución de concentración en DBO, por efecto de la dilución, promueve menor crecimiento del espesor de la biopelícula y reduce los riesgos de tupición. Parte del efluente de los filtros percoladores es recirculado hacia la entrada del filtro. Figura 11.13.

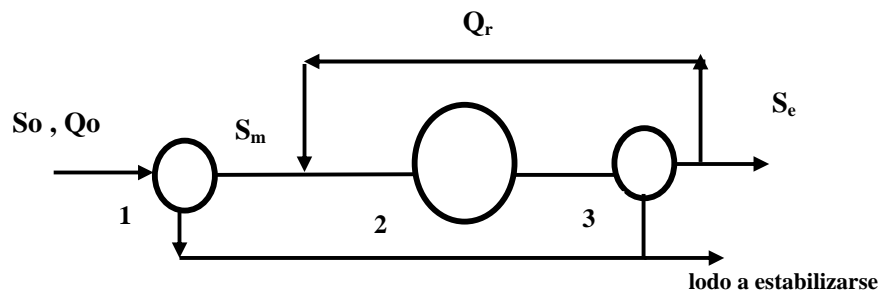


Figura 11.13. Diagrama de flujo de un sistema de filtro percolador. (1) Sedimentador primario (2) Filtro (3) Sedimentador secundario

Además hay una práctica generalizada de evitar que la DBO₅ del agua residual a la entrada al filtro percolador no sobrepase de 100 a 150 mg.L⁻¹. En aquellos casos en los que el agua residual a tratar tenga una DBO₅ mayor de 150 mg.L⁻¹, puede reducirse a la entrada mediante la recirculación de parte del efluente una vez sedimentado.

Cuando hay recirculación, la concentración de DBO de entrada al filtro percolador puede calcularse por un balance de materiales a la entrada del filtro,

$$Q_o S_o + Q_r S_e = S_m (Q_o + Q_r) \quad \dots 11.5$$

donde

S_m: DBO de entrada al filtro considerando la recirculación (mg.L⁻¹)

S_o: DBO de entrada al filtro sin considerar la recirculación (mg.L⁻¹)

S_e: DBO soluble efluente del percolador (mg.L⁻¹)

Q_o: flujo afluente (m³.d⁻¹)

Q_r: flujo de recirculación (m³.d⁻¹)

de donde la DBO de entrada al filtro percolador es,

$$S_m = \frac{S_o + R S_e}{1 + R} \quad \dots 11.6$$

R: relación de recirculación, $R = \frac{Q_r}{Q_o} \quad \dots 11.7$

Como se podrá comprobar más adelante con los ejemplos, la recirculación puede tener un efecto notable sobre el valor de la carga hidráulica del filtro, sin embargo la carga orgánica no experimenta variación notable al recircular parte del efluente del filtro. Ese efecto se ilustra en la figura 11.14.

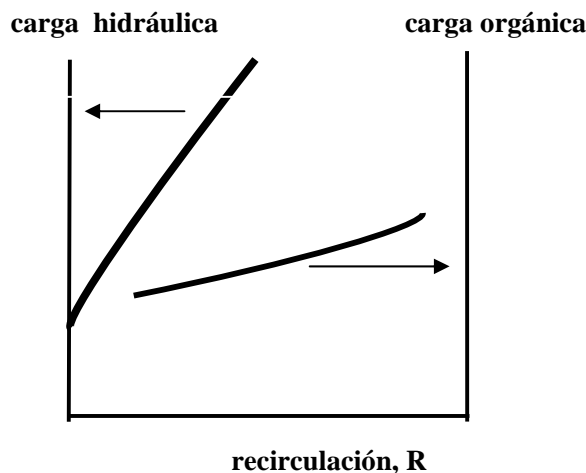


Figura 11.14. Efecto de la recirculación sobre la carga hidráulica y orgánica de los filtros percoladores

11.7. Clasificación de los filtros percoladores

Los filtros percoladores pueden clasificarse según los valores de carga hidráulica y orgánica, en sistemas de baja carga, carga media, alta carga y carga super alta, tal como se resume en la tabla 11.1. También se denominan como baja, media, alta y super alta velocidad respectivamente.

Tabla 11.1. Clasificación de los filtros percoladores

	Carga Hidráulica ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Carga Orgánica ($\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	Recirculación
Baja carga	2,0 – 5,0	0,2	No necesario
Media carga	4 – 10	0,2 – 0,5	Sí
Alta carga	15 – 30	0,7 – 1,0	Sí
Super alta carga	40 - 200	0,8 – 6,0	Sí

11.7.1 Filtros percoladores de baja carga

En este grupo de percoladores, el cultivo microbiano se controla sobre la base de reducir su nutrición, no sobrepasando un valor de carga orgánica igual a $0,2 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Debido a esto, la biomasa que se produce es relativamente baja lográndose una estabilización bastante avanzada de la misma.

El agua depurada queda generalmente bien nitrificada y el efluente tiene una DBO_5 soluble baja. Sin embargo la presencia de compuestos orgánicos coloidales en el efluente no obstante someterlo a una buena decantación secundaria, reduce el rendimiento de la DBO_5 al 80-90 %.

Una sedimentación primaria precede siempre al percolador, y el limo que se deposita en el sedimentador secundario se bombea al primario, del que se extrae por el fondo.

11.7.2 Filtros percoladores de carga media

En este tipo percolador, la carga orgánica normalmente es del orden de $0,2$ a $0,5 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Como el crecimiento bacteriano queda menos limitado, que en los filtros de baja carga, puede darse el riesgo de tупición, que se evita manteniendo sobre el lecho una carga hidráulica lo suficientemente alta como para producir la autolimpieza, siendo del orden de 4 a $10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Con el empleo de cargas hidráulicas superiores, se corre el riesgo de “lavar” toda la biomasa del filtro.

Al igual que en los filtros de baja carga, los de carga media debe estar precedidos por una sedimentación primaria, salvo en el caso especial del tratamiento de aguas industriales desprovistas de materias en suspensión.

Los rendimientos de eliminación de DBO₅ son del mismo orden que en la baja carga, y también quedan disminuidos por la presencia de materias orgánicas coloidales; generalmente se produce una baja o inexistente nitrificación, aunque algunas veces pueda ser apreciable en ciertas condiciones de carga y temperatura.

La altura de estos percoladores puede ser de hasta 3,0 m, aunque si el relleno es de piedra generalmente la altura se limita hasta 1,8 – 2,0 m.

11.7.3 Filtros percoladores de alta carga

En este tipo de filtro se incrementan considerablemente las cargas orgánica e hidráulica que se aplica al lecho, con lo que la eficiencia de eliminación de materia orgánica es menor que en los anteriores. En ocasiones existe además una segunda etapa de tratamiento también por filtros percoladores de media carga o con lodos activados. Figura 11.15

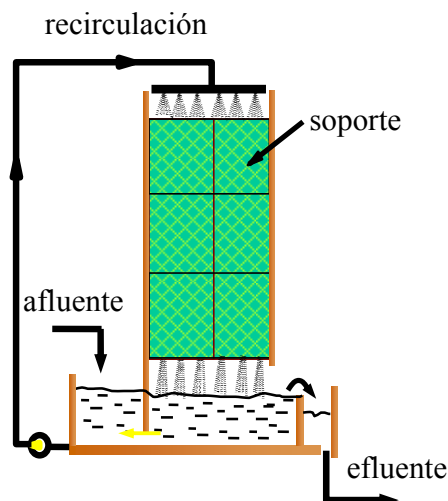


Figura 15. Esquema de filtro percolador de alta carga (torre empacada)

Los filtros percoladores de alta carga se utilizan sobre todo en todas las aguas residuales industriales con concentraciones elevadas de DBO y buena degradabilidad, como en el sector agroalimentario (lecherías, cervecerías, y de conserveras, entre muchos otros.). Estas aguas presentan la característica común de poseer una concentración relativamente elevada de contaminación orgánica fácilmente degradable. Esta alta contaminación introduce riesgos de abultamiento de los lodos activados (bulking) si se utiliza una única etapa con dichos lodos.

El alto índice de espacios vacíos en el relleno, del 92 al 96 % (comparado con el 50 al 60% de los materiales naturales) permite una excelente ventilación, y, por ello, las alturas

pueden ser bastante grandes, hasta 12 metros. Figura 15. Se recomiendan cargas hidráulicas altas, de $40 - 200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. No es imprescindible una sedimentación primaria previa cuando se emplea relleno de material plástico, porque los peligros de taponamiento disminuyen considerablemente.

11.7.4 Filtros percoladores de carga super alta

Estos filtros percoladores bacterianos suelen trabajarse con relleno de plástico. Sólo resultan económicos cuando se utilizan con carga elevada, de $0,8$ a $6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, con el fin de obtener un rendimiento de eliminación de DBO del 50 al 70%. Constructivamente, esta variante es similar a la de los filtros de alta velocidad.

11.8. Nitrificación en filtros percoladores

Uno de los problemas importantes de la nitrificación con lechos bacterianos es que, contrariamente a lo que sucede con fangos activados, en los que los tiempos de permanencia son relativamente largos (horas), los tiempos de retención en los filtros percoladores son de minutos. Por ello no siempre ocurre la transformación del nitrógeno orgánico en amoniacal, aunque en los compuestos más fácilmente amonificables como la urea de amonificarse si se presenta.

Otro aspecto significativo de la nitrificación en filtros percoladores es la alta sensibilidad a la temperatura de las bacterias que producen la nitrificación (*Nitrobacter* y *Nitrosomonas*). En un tratamiento con lodos activados, la disminución de la temperatura del agua en los reactores de aireación es relativamente pequeña (en el caso más extremo es, como máximo, de 2 a 3°C). En cambio, en percoladores la reducción puede ser mayor, aunque se tomen precauciones para reducir la circulación del aire para evitar la disminución de temperatura.

Las reacciones de transformación y fenómenos que tienen lugar cuando ocurre nitrificación ya fueron descritos en el capítulo 9. Los percoladores de baja carga son más propensos a entregar efluentes nitrificados que los de carga alta o media. Cuando es requisito entregar un efluente nitrificado y se emplean filtros percoladores en el tratamiento, suelen utilizarse filtros en serie, ocurriendo la nitrificación en el segundo de la serie.

11.9. Ecuaciones de diseño

Son muchos y diversos los métodos reconocidos que son empleados en el diseño de los filtros percoladores. Los más comúnmente utilizados son los empíricos. Entre estos está el diseño teniendo en cuenta las cargas hidráulicas y orgánicas. Otro método empírico muy utilizado es el del National Research Council (NRC).

11.9.1 Método del NRC

Este método fue propuesto por el National Research Council de Estados Unidos hace ya más de 60 años. Está basado en la experiencia de la operación de filtros percoladores que trataban fundamentalmente aguas residuales equivalentes a las municipales. Los resultados

de los diseños que se obtienen mediante las ecuaciones del NRC deben verificarse a través de su comparación con el estimado de las cargas hidráulica y orgánica que se obtienen.

De acuerdo con el método de diseño del NRC, el volumen del relleno de un filtro percolador depende de la eficiencia de eliminación de DBO, el flujo másico de DBO que entra a la etapa biológica del sistema de tratamiento, y la recirculación que se fije,

$$V = \left[\frac{0,443 E}{100 - E} \right]^2 \frac{W}{F} \quad \dots 11.8$$

donde

V: volumen del relleno o empaquetadura (m³)

E: eficiencia de depuración incluyendo la eficiencia del sedimentador secundario y la recirculación (%)

W: flujo másico de DBO que entra al filtro sin incluir recirculación (kg.d⁻¹)

F: factor relacionado con la relación de recirculación según la ecuación 11.9

$$F = \frac{1 + R}{\left(1 + \frac{R}{10} \right)^2} \quad \dots 11.9$$

$$R = \frac{Q_r}{Q_o} \quad \dots 11.10$$

No obstante lo extendido de su empleo, el método del NRC tiene limitaciones que lo hacen poco recomendable para el diseño cuando las aguas residuales no son de origen doméstico. El método no toma en consideración elementos importantes del funcionamiento de los percoladores, tales como la carga hidráulica aplicada en el proceso, tipo de relleno, ni el efecto de la temperatura.

11.9.2 Modelo de Eckenfelder

El modelo de Eckenfelder es el resultado de estudios de laboratorio y análisis de información en plantas en operación.

Existen evidencias experimentales que demuestran que el proceso de depuración en los filtros percoladores cumple con una cinética de primer orden, además de que la carga hidráulica tiene una influencia significativa en la eficiencia del proceso, así como la cantidad de biomasa en contacto con el agua residual. De acuerdo con todo esto, el modelo de Eckenfelder para el diseño de los filtros percoladores se formula,

$$\frac{S_e}{S_o} = e \left(-k_{20} \theta^{t-20} A_v H v^{-n} \right) \quad \dots 11.11$$

donde

S_o : DBO del afluente al filtro

S_e : DBO soluble del efluente del filtro

k_{20} : constante de velocidad del proceso a 20°C

A_v : área específica del relleno ($m^2 \cdot m^{-3}$)

H : profundidad o altura del relleno

v : carga hidráulica ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)

n : exponente que varía entre 0,5 y 1,0 que depende del relleno

Los valores de k_{20} y de n se obtienen de la literatura o de pruebas realizadas en el laboratorio.

Normalmente para relleno de piedra se considera $n = 0,66$ y para plástico, $n = 0,50$.

La constante (k) que describe la cinética depende de la temperatura, según la función típica de Arrhenius,

$$k_T = k_{20} \theta^{t-20} \quad \dots 11.12$$

donde

k_T : temperatura a T °C

θ : 1,047

Transformando la ecuación 11.11 puede obtenerse una expresión práctica para calcular el volumen de relleno que se necesita para determinadas condiciones,

Cuando no se emplea recirculación,

$$V = \left[\frac{\ln \frac{S_o}{S_e}}{k A_v H} \right]^{\frac{1}{n}} (Q_o H) \quad \dots 11.13$$

Cuando se necesita recirculación,

$$V = \left[\frac{\ln \frac{S_m}{S_e}}{k A_v H} \right]^{\frac{1}{n}} (Q_o + Q_r) H \quad \dots 11.14$$

donde

Q_r : flujo de recirculación

Ejemplo 11.1

Calcule por el método del NRC el volumen de relleno que se necesita necesario para tratar $1\,000\text{ m}^3\text{d}^{-1}$ de un agua residual urbana cuya concentración de DBO_5 es 170 mgL^{-1} si se requiere un efluente con una DBO de 25 mgL^{-1} . Considere una altura del relleno igual a $2,0\text{ m}$.

Solución

Teniendo en cuenta los valores de las concentraciones del afluente y el efluente, la eficiencia E deberá ser de,

$$E = 82\%$$

Asumiendo inicialmente que no habrá recirculación, $R = 0$, y según la ecuación 11.9,

$$F = 1$$

El flujo másico W se calcula,

$$W = Q \cdot \text{DBO} = 170 \cdot 1\,000 \cdot 10^{-3} = 170\text{ kgm}^3\text{d}^{-1}$$

Sustituyendo en la ecuación 11.8,

$$V = \left\langle \frac{0,443 \cdot 82}{100 - 82} \right\rangle^2 \frac{170}{1} = 692\text{ m}^3$$

Si $H = 2,0\text{ m}$, entonces el área será,

$$A = 346\text{ m}^2$$

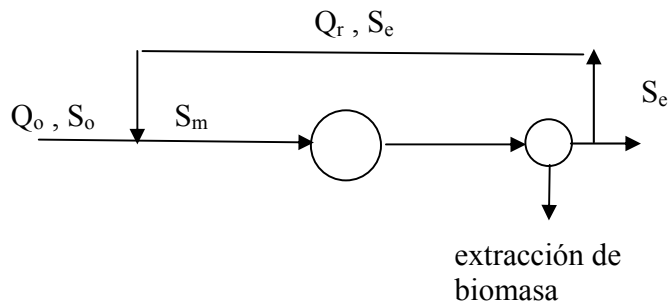
Verificando los valores de carga hidráulica y carga orgánica:

$$v = \frac{1\,000}{346} = 2,89\text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$$

$$B_v = \frac{170}{692} = 0,24\text{ kgm}^3\text{d}^{-1}$$

El valor de la carga hidráulica está dentro del intervalo que corresponde a los sistemas sin recirculación, sin embargo, la carga orgánica es superior al valor máximo recomendado de $0,2 \text{ kgm}^3\text{d}^{-1}$ para $R = 0$. (Tabla 11.1)

Para buscar que la carga hidráulica sea compatible con el valor de carga orgánica, se propone recircular parte del efluente según el esquema,



Asumiendo $R = 1$, $F = 1,65$

$$S_m = \frac{Q_o S_o + Q_r S_e}{Q_o + Q_r} = 100 \text{ mgL}^{-1}$$

$$V = \left[\frac{0,443 \cdot 82}{100 - 82} \right]^2 \frac{170}{1,65} = 721 \text{ m}^3$$

Si $H = 2,0 \text{ m}$, entonces el área será,

$$A = 360,5 \text{ m}^2$$

Verificando los valores de carga hidráulica y carga orgánica:

$$v = \frac{Q_o + Q_r}{A} = \frac{2000}{360,5} = 5,54 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$$

$$B_v = \frac{S_m \cdot (Q_o + Q_r) 10^{-3}}{V} = \frac{100 \cdot 2000 \cdot 10^{-3}}{721} = 0,27 \text{ kgm}^3\text{d}^{-1}$$

Para $R = 1$, los valores tanto de carga hidráulica como de carga orgánica están dentro del intervalo correspondiente a los filtros percoladores de carga media. (Tabla 11.1)

Por lo tanto, las dimensiones del filtro son:

Volumen de relleno: 721 m³
Área del filtro: 360,5 m²
Altura del relleno: 2 m

Condiciones de la operación:

Flujo de afluente: 1 000 m³.d⁻¹
DBO del afluente: 170 mgL⁻¹
DBO del efluente: 30 mgL⁻¹
Flujo de recirculación: 1 000 m³.d⁻¹ (R = 1)
Carga hidráulica: 5,54 m³m⁻²d⁻¹
Carga orgánica: 0,27 m³m⁻²d⁻¹

NOTA: Por condiciones propias de la manera en la que se obtuvo originalmente la ecuación del NRC es de destacar:

El valor W del filtro es el mismo con y sin recirculación
El valor de la eficiencia E se toma igual con recirculación que sin ella
Para la comprobación de carga hidráulica y carga orgánica si se toma en consideración la recirculación

Ejemplo 11.2

Hallar las dimensiones y variables de operación de un filtro percolador que se desea proyectar para tratar 2 000 m³.d⁻¹ de un agua residual con una DBO de 400 mg.L⁻¹ si se necesita que la DBO del efluente sea de 40 mg.L⁻¹. Utilizar el modelo de primer orden de Eckenfelder. Se conoce que n = 0,5; k = 0,01, y el relleno del que se dispone es de material sintético y tiene un área específica (A_v) de 120 m².m⁻³.

Aunque la DBO del afluente al filtro es alta, puede realizarse un primer intento de buscar las dimensiones considerando que no hay recirculación.

Solución

Sin recirculación, sustituyendo en la ecuación 11.13

$$V = \left(\frac{\ln \frac{400}{40}}{0,01 \cdot 100 \cdot 3,5} \right)^{\frac{1}{0,5}} (2\,000 \cdot 3,5) = 2\,104 \text{ m}^3$$

Como el material de relleno o empaque es de material plástico, puede asumirse inicialmente una altura superior a los 2 m.

Asumiendo $H = 3,5$ m, el área del filtro puede calcularse,

$$A = \frac{V}{H} = \frac{2104}{3,5} = 601 \text{ m}^2$$

Verificando los valores de carga hidráulica y carga orgánica para la variante en la que no hay recirculación, $R = 0$.

$$v = \frac{Q_o}{A} = \frac{2000}{601} = 3,33 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$$

$$B_v = \frac{Q_o \cdot S_o \cdot 10^{-3}}{V} = \frac{2000 \cdot 400 \cdot 10^{-3}}{2104} = 0,38 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$$

El valor de la carga hidráulica puede aceptarse para un proceso sin recirculación. Sin embargo, la carga orgánica es superior a lo admisible para esa variante, por lo que se asumirá recirculación.

Considerando $R = 1$ ($Q_r = Q_o$)

Utilizando el mismo esquema del ejemplo 11.1, puede calcularse la DBO que entra al filtro (S_m)

$$S_m = \frac{S_o + R S_e}{1 + R} = \frac{400 + 40}{2} = 240 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

sustituyendo en la ecuación 11.14 para estimar el volumen cuando hay recirculación,

$$V = \left(\frac{\ln \frac{400}{40}}{0,01 \cdot 150 \cdot 3,5} \right)^{0,5} (2000 + 2000 \cdot 3,5) = 2520 \text{ m}^3$$

Manteniendo el valor de la altura $H = 3,5$, se calcula la nueva área, $A = 720 \text{ m}^2$

Verificando los valores de carga hidráulica y carga orgánica,

$$v = 5,5$$

$$B_v = 0,38$$

Comparando los valores de carga con los de la tabla B, puede concluirse que el filtro será de carga media.

11.10. Sedimentador secundario

La sedimentación secundaria en los filtros percoladores tiene por objetivo eliminar la mayor cantidad posible de las materias en suspensión contenidas en el efluente del lecho bacteriano. En algunos casos estos sólidos ya existían a la entrada del filtro porque pudieron no haber decantado en el sedimentador primario, por lo que están constituidas principalmente por materias no sedimentables coloidales, no eliminadas en la decantación previa. A éstas hay que añadir la producción de biomasa del lecho, formada por parte de película que se ha desprendido. La biopelícula absorbe una parte de los coloides de entrada, que se convierten así en sedimentables. Una fracción del sobrenadante del sedimentador secundario es el que se regresa hacia la entrada del filtro cuando hay recirculación.

Ejemplo 11.3

Estudie el efecto de la recirculación en los procesos de filtros percoladores sobre la eficiencia de purificación, variando la relación de recirculación entre 0 y 5. Asumir que $k.A_v = K = 0,25$ y que $n = 1$. Considere como criterio original que cuando $R = 0$, la carga hidráulica es de $7 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

Solución

$$v = \frac{Q_o (1 + R)}{A}$$

$$\frac{Q_o (1 + 0)}{A} = 7 ; \quad Q_o = 7A$$

$$\ln \frac{S}{S_m} = - \frac{K}{A} = \frac{0,25}{Q_o (1 + R)}$$

$$\ln \frac{S}{S_m} = - \frac{0,25}{7 \cdot A (1 + R)} = \frac{0,036}{1 + R}$$

$$\frac{S}{S_m} = \exp - \frac{0,036}{1 + R} ; \quad S_m = \frac{S_o + R \cdot S}{1 + R} ;$$

$$\frac{S}{S_0 + RS} = \exp\left(-\frac{0,036}{1+R}\right)$$

resolviendo para S,

$$S = \frac{S_0 \exp\left(-\frac{0,036}{1+R}\right)}{1+R \left(1 - \exp\left(-\frac{0,036}{1+R}\right)\right)}$$

R	$\exp\left(-\frac{0,036}{1+R}\right)$	$\frac{\exp\left(-\frac{0,036}{1+R}\right)}{1+R \left(1 - \exp\left(-\frac{0,036}{1+R}\right)\right)}$
0	0,965	0,965
1	0,982	0,965
2	0,988	0,965
3	0,991	0,965
4	0,993	0,965
5	0,994	0,965

Como se aprecia de la tabla, la recirculación no afecta la eficiencia

Ejemplo 11.4

Un filtro percolador debe tratar $864 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de un agua residual sedimentada que contiene una DBO de $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Estime el volumen necesario y área de filtro según el método del NRC, para lograr un 80% de reducción de la DBO con un filtro de 1,8 m de altura de empaque.

Solución

$$V = \left[\frac{0,443E}{100 - E} \right]^2 \frac{W}{F}$$

se asume como primera opción que no hay recirculación, por tanto $F = 1$

$$W = 864.200.10^{-3} = 172,8 \text{ kg.d}^{-1}$$

$$V = \left[\frac{0,443 \cdot 80}{100 - 80} \right]^2 \frac{172,8}{1} = 628 \text{ m}^3; \text{ si } H = 1,8 \text{ m, } A = 349 \text{ m}^2$$

Es necesario verificar los valores de carga hidráulica y orgánica para determinar si se corresponden con los de un filtro sin recirculación,

$$v = \frac{864}{349} = 2,48 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}; \quad B_v = \frac{Q_o \cdot S_o \cdot 10^{-3}}{V} = \frac{864.200.10^{-3}}{628} = 0,28 \text{ kg.m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$$

Se aprecia que sin recirculación, la carga orgánica sería superior a lo recomendado en la tabla 1, entonces puede asumirse $R = 1$,

S_m se calcula mediante un balance de DBO a la entrada del filtro

$$S_m = 120 \text{ mg.L}^{-1}$$

$$F = 1,65$$

$$V = \left[\frac{0,443 \cdot 80}{100 - 80} \right]^2 \frac{120}{1,65} = 228 \text{ m}^3; \text{ si } H = 1,8 \text{ m, } A = 127 \text{ m}^2$$

Verificando los valores de carga,

$$v = \frac{Q_o + Q_r}{A} = \frac{1728}{127} = 13,6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}; \quad B_v = \frac{(Q_o + Q_r)S_m \cdot 10^{-3}}{V} = 0,9 \text{ kg.m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$$

Para $R = 1$, el valor de las cargas hidráulica y orgánica coinciden con las de un filtro de alta carga.

Por lo tanto el volumen y altura del relleno son respectivamente 228 m^3 y 127 m^2

Ejemplo 11.5

Utilizando el modelo de Eckenfelder, calcule el área necesaria para tratar $20\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de un agua residual cuya DBO_5 a la salida del sedimentador primario es 150 mg.L^{-1} . Se van a utilizar 2 biorreactores en paralelo, de 7 metros de altura con un relleno con un área específica de $150 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$. Se desea un efluente con una DBO_5 igual a 10 mg.L^{-1} . Considere el empleo de recirculación de forma tal que $R = 2$. Además $k = 0,00011$ y $n = 1$

Solución

$$V = \left[\frac{\ln \frac{S_m}{S_e}}{kA_V H} \right]^{\frac{1}{n}} (Q_o + Q_r) H$$

$$S_m = \frac{S_o + R S_e}{1 + R} = \frac{150 + 2 \cdot 10}{3} = 56,67 \text{ mg.L}^{-1}$$

el volumen total es,

$$V = \left[\frac{\ln \frac{56,67}{10}}{0,00011 \cdot 150 \cdot 7} \right]^1 (20000 + 40000) 7 = 5930 \text{ m}^3$$

volumen por torre = 2 965 m³

área superficial de cada torre = 423,6 m²

si son cuadradas: largo = ancho = 20,58 m

BIBLIOGRAFÍA

1. Eckenfelder, W.W. and Barnhart, W. (1963). Performance of a High-rate Trickling Filter Using Selected Media. *Jour. Water Poll. Control Fed.* Vol 35, p.1535
2. Bruce, A.M. and Merkens, J.C. (1973). Further Studies of Partial Treatment of Sewage by High-rate Biological Filtration. *Jour. Water Poll. Control.* Vol 72, No. 5
3. Galler, W.S. and Gotaas, H.BR (1964). Analysis of Biological Filter Variables. *Jour. San. Eng. Div. ASCE*, 90, No 6.
5. Menéndez, C. y Pérez O, J. (2007). Procesos para el Tratamiento Biológico de Aguas Residuales Industriales. Ed. Félix Varela.
6. Menéndez, C., Pérez O. J. y García, J. (2005). Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales Mediante Filtros Percoladores. Control de la Operación, Mantenimiento y Muestreo. Monografía. CUJAE
7. National Research Council. (1948). Trickling Filtres (Treatment at Military Institutions), *Sewage Works J.*, Vol 18, No. 5
8. Schulze, K.L. (1960). Load and Efficiency of Trickling Filters. *Jour. Water Poll. Control Fed.* Vol 32, p.295
9. US Environmental Protection Agency (1974). Process Design Manual for Upgrading Wastewater Treatment Plant. Technol Transfer series. Contract No. 14-12-933

CAPÍTULO 12

DIGESTIÓN ANAEROBIA

12.1 Introducción

La digestión anaerobia ha sido utilizada durante muchos años para estabilizar los lodos provenientes de los sedimentadores primarios y secundarios de plantas de tratamiento de aguas residuales, y en una menor proporción, pero con tendencia hacia un aumento significativo, es utilizada para el tratamiento de aguas residuales diluidas como es el caso de las aguas residuales municipales. Esta práctica ha sido particularmente exitosa en zonas de clima tropical, y aguas residuales concentradas como las industriales (destilerías, cervecerías, papeleras, alimentos, etc).

Mientras que las bacterias aerobias emplean entre el 50 y 65% de la energía liberada en la oxidación del sustrato en la síntesis de nuevas células, las anaerobias utilizan para funciones asociadas a la reproducción sólo entre el 10 – 15 % de la energía contenida en el sustrato. Gran parte de la energía restante, 85-90%, queda acumulada en el sistema en forma de gas metano, de alto poder calórico. Figura 12.2.

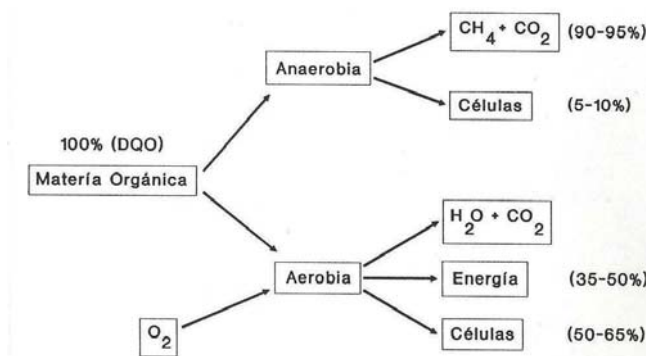


Figura 12.1. Distribución de energía de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales

12.2 Mecanismo de la digestión anaerobia

Durante este proceso la materia orgánica es degradada a metano a través de una serie de reacciones bioquímicas llevadas a cabo por diferentes grupos de bacterias, las cuales utilizan en forma secuencial los productos generados por cada uno de ellos.

La digestión anaerobia de la materia orgánica involucra tres grandes grupos tróficos y cuatro pasos de transformación:

- Hidrólisis
- Acidogénesis
- Acetogénesis
- Metanogénesis

En estos 4 procesos actúan 3 tipos diferentes de bacterias:

- Grupo I: bacterias hidrolíticas y bacterias fermentativas
- Grupo II: bacterias acetogénicas
- Grupo III: bacterias metanogénicas

El proceso se inicia con la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos por la acción de enzimas extracelulares producidas por las bacterias del Grupo I. Los productos de esta reacción son moléculas de baja masa molecular como los azúcares, los aminoácidos, ácidos grasos y los alcoholes, los cuales son transportados a través de la membrana celular. Figura 12.2

Posteriormente son fermentados a ácidos grasos con bajo número de carbonos como los ácidos acético, fórmico, propiónico y butírico, así compuestos reducidos como el etanol, además de H_2 y CO_2 .

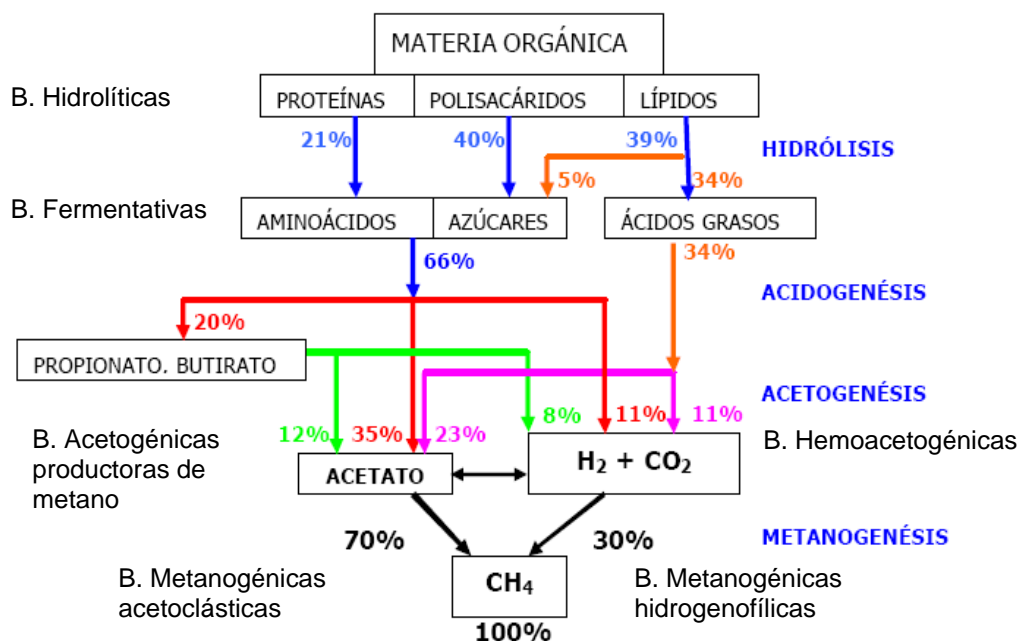


Figura 2. Etapas de la Digestión Anaerobia

Los productos de fermentación son convertidos a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por la acción de las bacterias del Grupo II, las cuales son conocidas como “bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno”.

Finalmente las bacterias del Grupo III o metanogénicas convierten el acetato a metano y CO₂, o reducen el CO₂ a metano.

Este Grupo III está constituido por 2 sub-grupos de bacterias metanogénicas que son los encargados de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente: acetofílicas e hidrogenofílicas. En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico pueden también ser usados como sustratos del grupo metanogénico.

En la tabla 12.1 se resumen las ecuaciones que representan diferentes reacciones que se producen durante la degradación anaerobia. No se reflejan las reacciones de hidrólisis.

Tabla 12.1 Reacciones Bioquímicas en la Digestión Anaerobia de la Materia Orgánica

TIPO DE REACCIÓN	ECUACIÓN
Fermentación de glucosa a acetato	Glucosa + 4H ₂ O → CH ₃ COO ⁻ + 4H ⁺ + 4H ₂
Fermentación de glucosa a butirato	Glucosa + 2H ₂ O → C ₄ H ₇ O ₂ + 2HCO ₃ ⁻ + 3H ⁺ + 2H ₂
Fermentación del butirato a acetato e H ₂	Butirato + 2H ₂ O → 2CH ₃ COO ⁻ + H ⁺ + H ₂
Fermentación del propionato a acetato	Propionato + 3H ₂ → CH ₃ COO ⁻ + HCO ₃ ⁻ + H ⁺ + H ₂
Acetogénesis a partir de H ₂ y CO ₂	HCO ₃ ⁻ + H ⁺ + 4H ₂ → CH ₃ COO ⁻ + 2H ₂ O
Metanogénesis a partir del CO ₂ e H ₂	CO ₂ + 4H ₂ → CH ₄ + 2H ₂ O
Metanogénesis a partir del acetato	Acetato + H ₂ O → CH ₄ + HCO ₃ ⁻ + H ⁺

La estabilidad y eficiencia de los reactores anaerobios es usualmente determinada a través de algunos parámetros físico-químicos como los Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), la concentración de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) y la cantidad y composición del biogás producido.

Las bacterias formadoras de metano tienen bajas velocidades de crecimiento cuando se comparan con la de las bacterias aerobias. También el coeficiente de producción o rendimiento Y es mucho menor para las bacterias metanogénicas (Y entre 0,02 y 0,05) que para las aerobias.

12.3 Factores que inciden en el proceso de digestión anaerobia

Para que la digestión anaerobia opere establemente, los microorganismos formadores de ácido y de metano deben hallarse en equilibrio. Para ello, entre otras cosas, el contenido del reactor debe carecer de oxígeno disuelto, y estar libre de compuestos inhibitorios del proceso tales como metales pesados y sulfuros.

Sobre la digestión anaerobia influyen varios factores, entre ellos los de mayor importancia son: temperatura, pH, y alcalinidad.

12.3.1 Temperatura

La temperatura tiene un efecto significativo sobre la digestión anaerobia. Los procesos anaerobios transcurren en los niveles mesofílico (300 – 310 K) y termofílico (318 – 333 K) de temperatura. Los países tropicales tienen la ventaja sobre los de clima templado que los digestores pueden operar en nivel mesofílico sin necesidad de utilizar calentamiento adicional. La digestión termofílica es más rápida que la mesofílica, pero el proceso necesita un mayor control y atención que esta última.

12.3.2 pH

Las bacterias metanogénicas ejercen adecuadamente su función en un intervalo de pH comprendido entre 6,6 y 7,6, con un óptimo cercano al pH 7. Cuando la velocidad de la producción de los ácidos volátiles es mayor que la de su transformación en CH_4 , el proceso puede desequilibrarse, resultando en una disminución del pH, disminución de la producción de gas, con aumento de la fracción de CO_2 en el gas producido. El control del pH es por tanto esencial para garantizar una buena operación de los procesos anaerobios. La alcalinidad del sistema deberá garantizar que el pH no descienda por debajo de 6,2, ya que las bacterias formadoras de metano se inhiben a pH inferiores a ese valor.

12.3.3 Alcalinidad

La alcalinidad desempeña un papel importante en la digestión anaerobia, no sólo compensando la producción de los ácidos volátiles, sino también la de CO_2 . La alcalinidad natural de estos procesos es debida al bicarbonato, y da lugar a un sistema tampón de pH comprendido entre 6,8 y 7,2.

En un proceso de digestión anaerobia que transcurra normalmente, la alcalinidad deberá estar comprendida entre 1 000 y 5 000 mgL^{-1} como CaCO_3 . Cuando la alcalinidad necesaria no exista en el medio, debe ser adicionada.

Sin embargo, aunque la alcalinidad es esencial para una digestión balanceada, su valor en sí mismo no es un indicador adecuado que permita predecir posibles dificultades actuales o futuras del proceso. Esto se debe a que en la medida en que la alcalinidad al bicarbonato es consumida y destruida, se forma alcalinidad vinculada a los ácidos volátiles. Las

determinaciones de alcalinidad y ácidos volátiles pueden utilizarse simultáneamente como indicadores de la condición de la digestión.

Es deseable que la capacidad tampón o amortiguadora del pH del proceso de digestión sea alta. Se define la relación de alcalinidad (RA) como la relación entre la alcalinidad de los ácidos grasos volátiles, AGV, llamada también alcalinidad intermedia (AI) y la alcalinidad debida a los bicarbonatos o alcalinidad total (AT). Se recomienda que esta relación no sobrepase el valor de 0,3. Valores superiores a 0,3 son una señal de la existencia de problemas en el proceso. Debe recordarse que la etapa formadora de ácido ocurre a mayor velocidad que la metanogénica. El pH del digestor comienza a descender rápidamente si esa relación llega a valores tan altos como 0,6

La alcalinidad se determina mediante valoración con un ácido fuerte hasta pH 5,75 y 4,3. La alcalinidad total estima mediante valoración con ácido fuerte hasta pH igual a 4,3. Un estimado relativamente bueno de la alcalinidad debida a los AGV o alcalinidad intermedia, se obtiene de la alcalinidad medida entre los valores de pH 5,75 y 4,3.

12.4. Reactores anaerobios. Elementos para el diseño

En términos generales, se registran tres generaciones de reactores anaerobios, que se caracterizan porque en cada nueva generación se reduce el tiempo de retención hidráulico (TRH) y mejora el contacto entre el lodo y el sustrato, lo cual significa menores volúmenes de reactor, costos más bajos, sistemas más estables y de más fácil operación.

12.4.1 Reactores de primera generación

El tiempo de retención celular es igual al tiempo de retención hidráulico (TRH), por lo que se requieren valores altos de TRH. No existe buen contacto entre la biomasa y la materia orgánica. Ejemplos de éstos son los reactores convencionales de digestión de lodos, tanques sépticos, tanques Imhoff y las Lagunas Anaerobias. Figuras 12.3, 12.4 y 12.5.

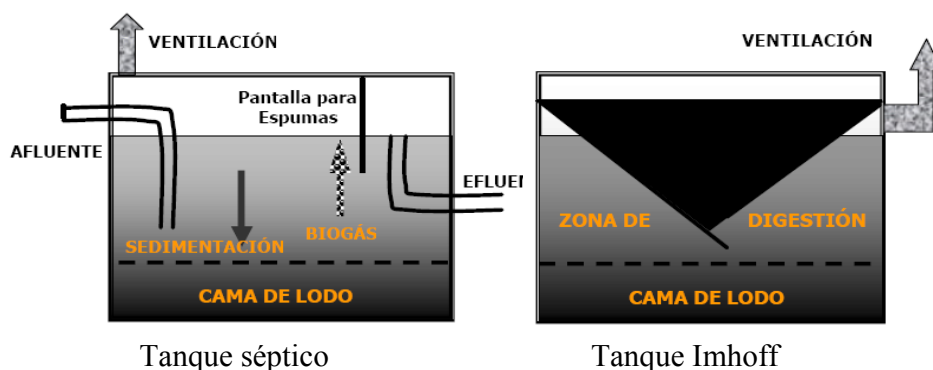


Figura 12.3 Reactores anaerobios de primera generación

El reactor convencional cuyo esquema se muestra en la figura 12.4 es el más simple y antiguo de todos los reactores de digestión. Es un gran tanque de almacenamiento, donde no existe ningún elemento capaz de acelerar el proceso. La llegada del afluente se realiza intermitentemente. Se trata, por lo tanto, de un reactor de alimentación semicontinua. No hay mezcla o agitación en el interior del digestor excepto la generada por las burbujas de biogás producido en el proceso, en su camino ascendente hacia la superficie. Esta pequeña agitación no impide la estratificación en el interior del digestor.

En el reactor estratificado se distinguen principalmente cuatro zonas:

- Zona superior, donde se encuentran las espumas
- Zona media, donde se sitúa el sobrenadante
- Zona activa, en la que ocurre el proceso de digestión
- Zona inferior, donde va acumulándose el lodo ya digerido. El lodo digerido se espesa en esta zona y cada cierto tiempo es extraído por la parte central inferior del reactor

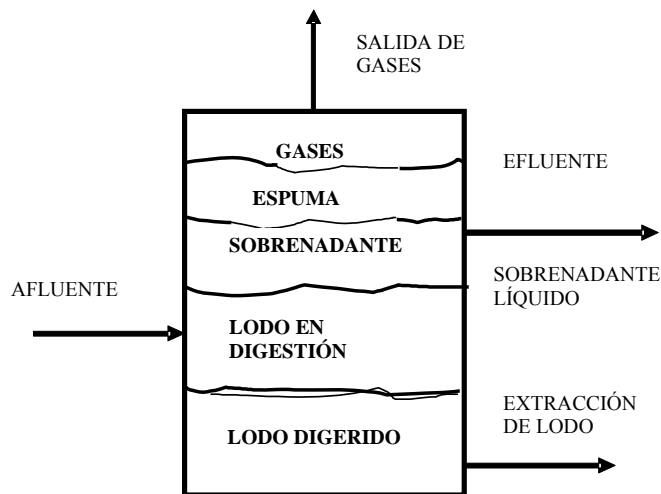


Figura 12.4 Digestor de lodo convencional



Figura 12.5 Reactores anaerobios convencionales para la digestión de lodos

12.4.2 Reactores de segunda generación

Se caracterizan por el hecho de tener mecanismos para retención de los lodos, independizando la edad del lodo o tiempo de retención medio celular (TRMC) del TRH. Los dos mecanismos más aplicados son:

a) inmovilización del lodo por adhesión a un material sólido. Este es el caso de los Filtros anaerobios

b) separación líquido-sólido del efluente, con el retorno al reactor de los sólidos separados. Ejemplo de estos últimos son los reactores anaerobios de manto de lodos, conocidos comúnmente por sus siglas en inglés (UASB) (Up- Flow Anaerobic Sludge Blanket), el cual usa un sedimentador interno. Figura 12.6.

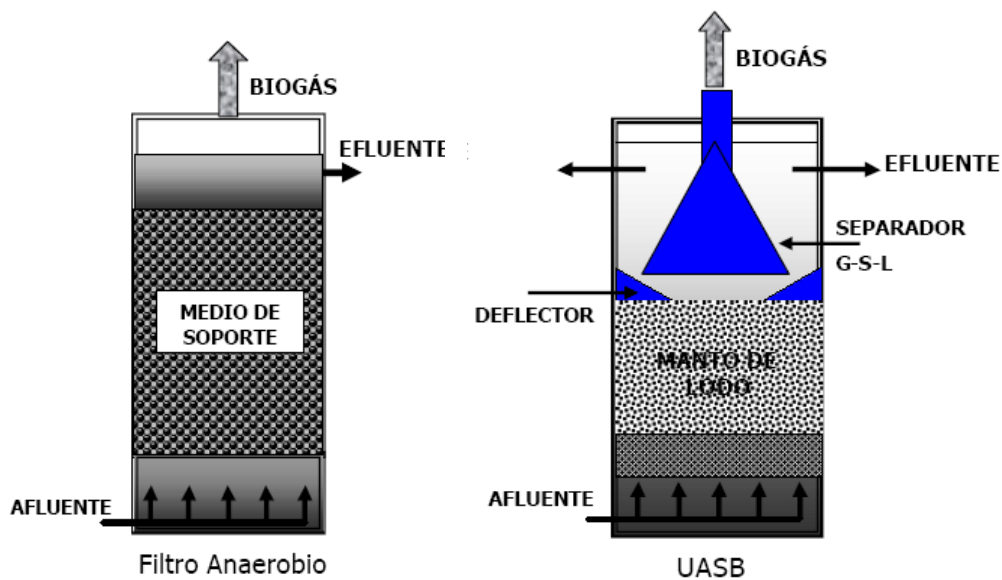


Figura 12.6 Reactores anaerobios de segunda generación

12.4.2.1 Filtro anaerobio

En un sistema de filtro anaerobio (también llamado sistema de película fija o de lecho fijo) la biomasa bacteriana se encuentra, en parte, inmovilizada en un material de soporte fijo y en parte en suspensión entre los espacios vacíos que restan.

La dirección del flujo del afluyente es normalmente vertical, ya sea ascendente o descendente. El propio material de relleno actúa como separador de gas, que se recoge en la parte superior, proporcionando zonas de reposo para la sedimentación de los sólidos que se encuentran en suspensión.

La rugosidad del material de soporte, su grado de porosidad, así como el tamaño del poro, inciden sobre la velocidad de colonización de la población microbiana. Los materiales utilizados pueden ser ladrillo, granito, poliésteres, poliuretanos, materiales cerámicos, y de vidrio entre otros.

En los reactores de flujo ascendente la mayor parte de la biomasa bacteriana se acumula como flóculos, mientras que en los de flujo descendente, la biomasa está casi totalmente retenida en las paredes del reactor y el material de soporte.

El filtro anaerobio es aconsejable para aguas residuales con carga orgánica volumétrica moderada, soluble, o que se degrade fácilmente convirtiéndose en compuestos solubles. También pueden emplearse en el tratamiento de aguas con elevada carga orgánica soluble que pueda ser diluida con recirculación de efluente. Los filtros con flujo descendente no pueden usarse para tratar aguas con fracciones apreciables de sólidos en suspensión, ya que pueden provocar problemas de taponamiento.

Los parámetros típicos de operación de este proceso son:

- Densidad de carga orgánica volumétrica: $0,15 - 30 \text{ (kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}\text{)}$
- Concentración de SSV en el interior: $10 - 20 \text{ (g.L}^{-1}\text{)}$
- Concentración de SS en el efluente: $0 - 10 \text{ (g.L}^{-1}\text{)}$
- Tiempo de retención hidráulico: $0,5 - 2 \text{ (h)}$
- Tiempo de arranque: $20 - 70 \text{ (d)}$

12.4.2.2 Reactores UASB

En un reactor UASB, la biomasa bacteriana está presente en forma de granos o glomérulos compactos de hasta 3 - 4 mm, que se desarrollan bajo condiciones de flujo ascendente continuo mediante mecanismos no totalmente conocidos. El manto bacteriano es retenido por su propia masa y por pequeñas partículas presentes en el afluente en la parte inferior del reactor, mientras que el gas y el efluente escapan por la parte superior del mismo. Parte del flóculo constituido por la biomasa se rompe en cierto grado, y una fracción de los microorganismos escapan por el efluente. Sin embargo el TRMC es lo suficientemente alto para que se desarrolle una masa de microorganismos metanogénicos densa aún cuando existan TRH bajos.

Después de uno o dos meses de funcionamiento de los reactores UASB se logra la formación de gránulos de tamaño considerable. Las características de sedimentación del fango aumentan si el mecanismo de agitación del fango es mínimo o nulo. La concentración de fango en la zona inferior del reactor puede ser de hasta $40 - 70 \text{ g SSV.L}^{-1}$, y las partículas llegan a alcanzar una velocidad de sedimentación de hasta 50 m.h^{-1} . Sobre este lecho de fango se desarrolla otro lecho. Este último está formado por gránulos más pequeños, flóculos y burbujas de gas y se encuentra estratificado, siendo más denso y con granos más grandes en su zona inferior y menos denso y con gránulos más pequeños en su zona superior.

Un elemento importante para el buen funcionamiento de este tipo de sistema es la instalación de un separador sólido/gas en la parte superior del reactor. Este sedimentador/desgasificador actúa como un sedimentador interno, y disminuye la fuga de los flóculos de pequeño tamaño que ascienden adheridos a las burbujas de gas.

Las características operacionales de este proceso son:

- Densidad de carga orgánica volumétrica: $5 - 30 \text{ (kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}\text{)}$

- Tiempo de retención hidráulico: 0,2 – 2 (d)
- Concentración media de SSV en el interior: 20 – 40 (g.L⁻¹)
- Concentración de SS en el efluente: 0 – 5 (g.L⁻¹)
- Tiempo de arranque: 30 – 60 (d)
- Velocidad vertical ascendente: 0,6 - 0,9 (m.h⁻¹)

Las elevadas cargas orgánicas que admite este tipo de reactor hacen que se hayan empleado de manera efectiva en el tratamiento de aguas residuales procedentes de la industria alimentaria y la fermentativa.

12.4.3 Reactores de tercera generación

Para mejorar el contacto entre el sustrato y la biomasa, esta se adhiere a partículas de arena, alúmina o plástico, que se expanden. Ejemplo de este tipo de reactor anaerobio es el de lecho fluidizado y los de lecho expandido granular (EGSB). Figuras 12.7 y 12.8.

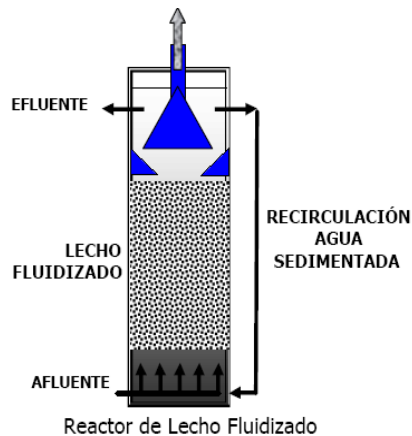


Figura 12.7. Reactor anaerobio de tercera generación. Lecho fluidizado

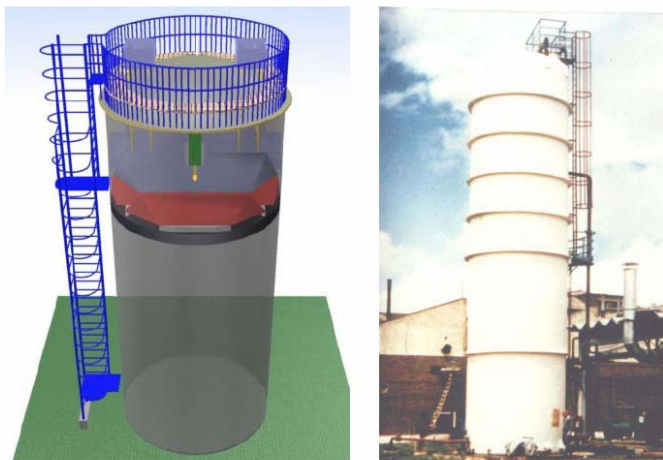


Figura 12. 8 Vista y esquema de un reactor EGSB

12.4.3.1 Reactores de lecho expandido

En este tipo de reactores, la concentración de biomasa puede alcanzar los 30 kg.m^{-3} . La cantidad de material de soporte añadido es alrededor del 10% de volumen del digestor y el diámetro de las partículas es de 0,3 a 3,0 mm. La velocidad vertical necesaria es de $2 - 10 \text{ m.h}^{-1}$ y es generada por una elevada recirculación del efluente. La expansión del lecho es sostenida hasta un grado tal que cada partícula mantiene una misma posición relativa con las restantes del lecho.

La mayor parte de las ventajas atribuibles a este sistema derivan de la elevada concentración de biomasa activa sobre las partículas de soporte y elevados flujos de recirculación, lo que hace al digestor menos sensible a componentes tóxicos del afluente. De ahí el interés de su uso en el tratamiento de aguas residuales industriales de diversos tipos.

Los parámetros típicos de operación de este proceso son:

- Densidad de carga orgánica volumétrica: $5 - 50 \text{ (kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1})$
- Concentración de SSV en el interior: $10 - 30 \text{ (g.L}^{-1})$
- Concentración de SS en el efluente: $0 - 5 \text{ (g.L}^{-1})$
- Tiempo de retención hidráulico: $1 - 10 \text{ (h)}$
- Tiempo de arranque: $30 - 70 \text{ (d)}$

12.4.3.2 Reactores de lecho fluidizado

En los reactores de lecho fluidizado la elevada velocidad ascensional ($6 - 20 \text{ m.h}^{-1}$) expande el lecho hasta un punto en el que la fuerza de gravedad y la fuerza de rozamiento se compensan. Para esto se necesita una muy elevada velocidad de recirculación del afluente. En este tipo de reactor las partículas de soporte no tienen una posición fija dentro del lecho, aunque se mantienen dentro de un volumen restringido.

La cantidad de material de soporte añadido es alrededor del 10% de volumen del digestor y el diámetro de las partículas es de 0,2 a 0,7 mm. La elevada superficie activa que puede alcanzarse con el uso de partículas de pequeño diámetro y el grado de fluidización, permiten la colonización bacteriana en toda la superficie de la partícula (del 95 al 100% de la biomasa se encuentra adherida a ellas) aumentando considerablemente la superficie disponible, pudiendo llegar a alcanzar de $1\ 000$ a $2\ 500 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$.

Los parámetros típicos de operación de este proceso son:

- Densidad de carga orgánica volumétrica: $5 - 50 \text{ (kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1})$
- Concentración de SSV en el interior: $10 - 40 \text{ (g.L}^{-1})$
- Concentración de SS en el efluente: $0 - 5 \text{ (g.L}^{-1})$
- Tiempo de retención hidráulico: $1 - 10 \text{ (h)}$

12.5 Producción de biogás

La producción de biogás puede estimarse según la carga orgánica volumétrica eliminada en el tratamiento de residuales líquidos y de los sólidos volátiles “destruidos” en el caso de la digestión de lodos.

La producción de biogás puede estimarse mediante la ecuación 12.1,

$$GT = 0,5 (\Delta B_v - 1,42 \Delta X).V \quad \dots 12.1$$

donde

GT: $m^3 \cdot d^{-1}$ de biogás producido

ΔB_v : flujo másico de DBO eliminado por unidad de volumen efectivo del reactor ($kg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)

1,42: equivalente de oxígeno de la biomasa

ΔX : crecimiento de biomasa ($kg \cdot d^{-1}$)

V: volumen efectivo del reactor

Asumiendo que el biogás contiene 70% de metano, la ecuación 12.1 se transforma en,

$$GM = 0,35 (\Delta B_v - 1,42 \Delta X).V \quad \dots 12.2$$

donde

G_M : $m^3 \cdot d^{-1}$ de metano producido

En condiciones de operación normal la producción de gases, a 101,3 kPa y 0 °C, está en el intervalo comprendido entre 0,2 y 0,7 m^3 por cada kg de DQO eliminado. Para la digestión de lodos, se obtiene un buen estimado de la producción esperada de biogás cuando se asume $1 m^3(kg \text{ SSV estabilizado})^{-1}$

12.6. Digestión de lodos

En general en el tratamiento biológico de aguas residuales, cuyo objetivo principal es eliminar la contaminación de la fase líquida antes de su vertido al cauce receptor, se producen lodos, en los que se concentra parte de la contaminación eliminada, y cuyo tratamiento y evacuación puede ser problemática si no se adoptan las medidas necesarias. La estabilización o digestión de los lodos puede efectuarse a través de procesos aerobios o anaerobios.

Las dos fuentes principales de producción de lodos son el tratamiento primario y el secundario. La suspensión que se extrae del fondo de los sedimentadores primarios y secundarios, no obstante que se conoce bajo la denominación de lodos, es en realidad una mezcla acuosa de color y olor característicos que contiene entre 99 y 95 % de agua. Por lo tanto, los lodos son una mezcla sólido líquido con una densidad cercana a la del agua.

Los lodos producidos en el tratamiento primario y secundario de la línea de agua de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) presentan las siguientes características:

- Tienen una gran cantidad de agua (95-99%), por lo que ocupan un volumen importante y son de difícil manipulación
- Contienen materia orgánica, principalmente en suspensión, y que se descompone con facilidad, produciendo malos olores
- Si proceden de una estación depuradora de aguas residuales municipales, contienen una gran cantidad de organismos patógenos, causantes de enfermedades.

Los lodos generados en las PTAR deben manejarse con sumo cuidado. En su tratamiento deben considerarse tres elementos encaminados a reducir los problemas anteriormente citados:

- Reducción del agua presente en los fangos para evitar el manejo de grandes volúmenes.
- Estabilización de la materia orgánica para evitar problemas de fermentación y putrefacción.
- Conseguir una textura adecuada para que resulten manejables y transportables.

Todo esto se realiza en la llamada línea de fango de una PTAR. Por su elevado contenido de agua, los lodos producidos en el tratamiento del agua ocupan volúmenes importantes, siendo por su naturaleza putrescibles. Ello hace necesario un tratamiento para modificar sus características y permitir unas condiciones tales que su evacuación y disposición final sean seguras desde el punto de vista sanitario, medioambiental y de su manejo.

En ocasiones los lodos extraídos del fondo de los sedimentadores primarios y secundarios son conducidos a una etapa de espesamiento para reducir el volumen de los fangos mediante concentración o eliminación parcial de agua, los fangos activados que normalmente se bombean desde los tanques de sedimentación secundaria con un contenido de sólidos del 0.8% pueden espesarse hasta un contenido del 4% de sólidos, obteniendo de esta manera una reducción del volumen del lodo a una quinta parte del volumen inicial.

Con ello se obtienen determinadas ventajas:

- Reducción del volumen de los tanques posteriores al espesamiento, así como su equipamiento
- Reducción y mejora de los rendimientos del secado final

Los procesos más frecuentes de espesamiento son:

- Espesamiento por gravedad
- Espesamiento por flotación

Para concentrar los lodos también puede utilizarse la centrifugación, aunque su uso está justificado principalmente cuando los lodos son de difícil compactación, no haya área disponible para la instalación de otros espesadores, y la energía no es un factor limitante.

El tipo de espesamiento a aplicar y su compactación dentro de la línea de lodos, depende de la procedencia del lodo a espesar y del tipo de tratamiento a efectuar:

a) El espesamiento por gravedad se utiliza para los lodos primarios y los mixtos, así como para los procedentes de una precipitación química, localizándose antes del proceso de la digestión anaerobia. En el caso de que la línea de tratamiento de los lodos incluya una estabilización aerobia de los mismos, el espesador se sitúa, generalmente con posterioridad a la misma ya que este proceso requiere para su buen funcionamiento concentraciones no muy elevadas de sólidos, no superiores al 2 - 2.5%

b) La flotación está indicada para concentrar los lodos biológicos procedentes del sedimentador secundario, también llamados lodos en exceso

c) La centrifugación tiene una aplicación limitada como sistema de concentrado de lodos en una depuradora

12.6.1 Estabilización o digestión aerobia de lodos

La digestión aerobia de los sólidos se produce, sea o no intencionadamente en los procesos de aireación extendida. Por esa razón una de las características de esta variante de lodo activado es la poca producción de lodos. En el proceso de aireación extendida, la digestión aerobia se continúa casi hasta el máximo límite obtenible de reducción de materia orgánica.

La estabilización aerobia se utiliza en procesos biológicos que no tienen tratamiento primario, como es el caso de la aireación extendida a baja carga. En estos casos, la baja carga y los altos períodos de retención hacen que los fangos biológicos ya estén en parte estabilizados y, por tanto, las necesidades de oxígeno (O₂) en la digestión son menores, reduciéndose los costes de explotación. Además, en baja carga la producción de fangos es menor.

También se utiliza para lodos mixtos, pero en este caso se necesita un aporte de O₂ hasta 9 veces mayor que cuando se emplean sólo lodos secundarios. Esto hace que muchos países no utilicen la estabilización aerobia cuando existen fangos primarios. En cualquier caso, dado el alto costo económico, generalmente sólo se utiliza en instalaciones pequeñas, de población equivalente no mayores de 40 000 habitantes.

A continuación se resumen, las características de la digestión aerobia de fangos.

- Altos costos de funcionamiento.
- Produce un lodo con alto contenido en agua, con alguna dificultad de secado posterior.
- Alta estabilización de los lodos
- Tiene límite de carga de lodo que se puede tratar
- Bajo costo de inversión en equipos.
- Produce sobrenadantes que suelen ser fáciles de tratar cuando se recirculan hacia la entrada de la instalación
- Reducción de materia orgánica en similares proporciones, pero con menores tiempos de retención que la digestión anaerobia

- Produce pocos olores
- Las tareas de control y limpieza presentan baja peligrosidad

12.6.2 Estabilización o digestión anaerobia de lodos

Los fangos provenientes de la etapa de espesamiento de una PTAR tienen una concentración de sólidos que puede ir desde el 8-10% en los fangos primarios, hasta el 4-7% en fangos mixtos, o el 2-3% en lodos secundarios. De este contenido total de materia sólida de un lodo se puede considerar que aproximadamente un 70% en peso está formado de materia orgánica y un 30% de materia inorgánica o mineral. Sólo la primera puede descomponerse en un proceso de digestión o estabilización.

En un proceso de digestión anaerobia se logra:

- La reducción del volumen ocupado por los lodos
- La eliminación o destrucción de gran parte de la materia orgánica contenido en los lodos, disminuyendo así el riesgo de putrefacción y la producción de malos olores
- La destrucción en una proporción importante de gérmenes patógenos
- Obtención de un gas de alto poder calórico

En la tabla 12.2 se brinda información que permite tener idea de lo que representa el poder calórico del biogás.

Tabla 12.2. Valores promedio de cantidades de combustible equivalente a 1 m³ de biogás

1 m ³ de biogás	
Representan	5 000 kcal
Equivale a	0,5 kg de diesel
	1,5 m ³ de gas de ciudad
Sirve para generar	1,2 a 1,6 kWh de electricidad

El metano obtenido puede ser utilizado como fuente de energía dentro de la planta. El lodo resultante de la digestión anaerobia es fácil de secar y de ser evacuado sin grandes problemas.

Ventajas e Inconvenientes de la digestión anaerobia de lodos con respecto a la aerobia:

- Menores costos de explotación al no utilizar la aireación como parte del proceso
- Concentra mejor el fango y mejora su secado posterior
- Produce gas metano que proporciona energía para otras operaciones
- Pequeña producción de fangos estabilizados
- Tiene capacidad para tratar altas cargas hidráulicas y orgánicas
- Mayores costos de inversión en su construcción
- Produce líquidos (sobrenadantes) que pueden ser difíciles de tratar cuando se recirculan al inicio de la instalación
- Arranque lento y delicado

12.7 Diseño de digestores de lodo

Entre los métodos empíricos para el diseño de los digestores de lodos, los más utilizados son:

- Método de las cargas
- Método de reducción de volumen

12.7.1 Método de las cargas

El método de las cargas es tradicional para el diseño de digestores de lodo. Brinda buenos resultados en la medida que los criterios que se utilicen se basen en la experiencia previa, sin extrapolar resultados anteriores a una nueva situación. Este método determina el volumen requerido de reactor en función de una carga asumida.

El factor de carga más utilizado es que se basa en los kg de sólidos volátiles añadidos por cada m^3 de reactor por día. La carga recomendada para los reactores convencionales estratificados está entre 0,03 y 0,10 kg de sólidos volátiles (SV) por m^3 por día, con tiempos de retención de 30 a 90 días. En el caso de reactores de lodo en los que existe mezclado (de alta carga) (Figura 12.9) es posible utilizar hasta 1,6 – 6,4 kg de SV por cada m^3 por día, para tiempos de retención de 10 a 20 días.

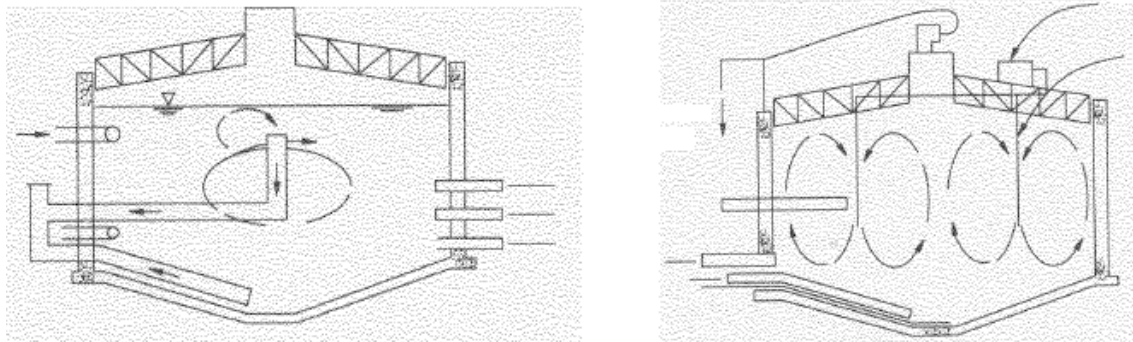


Figura 12.9. Esquema de reactor anaerobio de lodos con agitación

Ejemplo 12.1

Estime el volumen de un digestor para tratar $5\,000\text{ kgd}^{-1}$ (base seca) de un lodo orgánico producido en otra etapa de tratamiento. Asuma que el 75 % de los sólidos es volátil. Utilice el método de las cargas. Considere una carga de $4\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$

Solución:

Sólidos volátiles en los $5\,000\text{ kg}$ de lodo = $5\,000 \cdot 0,75 = 3\,750\text{ kg}$

$$\text{Volumen del digestor} = \frac{3\,750 \text{ kg d}^{-1}}{4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}} = 937,5 \text{ m}^3$$

12.7.2 Método de la reducción de volumen

A medida que la digestión tiene lugar, el lodo experimenta una reducción de volumen. Teniendo en cuenta esta característica, el volumen del reactor puede calcularse,

$$V = \left[V_f - \frac{2}{3}(V_f - V_d) \right] \cdot t \quad \dots 12.3$$

donde

V: volumen del digestor

V_f : volumen diario de lodo crudo

V_d : volumen diario de lodo digerido

t: tiempo de retención

Ejemplo 12.2

Determine el volumen de un reactor para digerir $5\,250 \text{ kgd}^{-1}$ (base seca) de un lodo que contiene un 95 % de humedad. Asuma que el 70 % de los sólidos es volátil. Considere que hay una reducción del 60 % de los sólidos volátiles, con una humedad de 90 %. Tiempo de retención de 30 días.

Nota: Siempre que se valoren lodos biológicos, y el % de humedad sea de 10% o mayor, puede asumirse que su densidad es igual a la del agua, o sea, que tienen gravedad específica igual a 1.

Solución:

$$V = \left[V_f - \frac{2}{3}(V_f - V_d) \right] \cdot t$$

Si se tienen $5\,250 \text{ kgd}^{-1}$ (base seca) de un lodo fresco con 95 % de humedad el volumen que ocupa es,

$$V_{\text{lodo}} = \frac{W_s}{\left(\frac{100 - P}{100} \right) \rho_w \cdot S}$$

donde

V: volumen de lodo, m^3

P: contenido de humedad, %

ρ_w : densidad del agua, kgm^{-3}

S: gravedad específica del lodo

$$V_f = \frac{5\,250}{\left(\frac{100-95}{100}\right)1000 \cdot 1} = 105 \text{ m}^3$$

Sólidos volátiles en los 5 250 kg de lodo seco = $5\,250 \cdot 0,70 = 3\,675 \text{ kg}$

Sólidos fijos = $5\,250 \cdot 0,30 = 1\,575 \text{ kg}$

Sólidos volátiles al final de la digestión = $3\,675 \cdot 0,40 = 1\,470 \text{ kg}$

Sólidos fijos al final de la digestión = $1\,575 \text{ kg}$

Masa de lodo seco al final de la digestión = $1\,470 + 1\,575 = 3\,045 \text{ kg}$

Por dato, se conoce que el lodo digerido tiene 90 % de humedad, por lo tanto, el volumen de lodo digerido será,

$$V_d = \frac{3\,045}{\left(\frac{100-90}{100}\right)1000 \cdot 1} = 30,45 \text{ m}^3$$

El volumen efectivo del digestor será,

$$V = \left[105 - \frac{2}{3}(105 - 30,45)\right] \cdot 30 = 1\,659 \text{ m}^3$$

12.8 Secado de los lodos

Después que el fango ha pasado por el proceso de digestión, debe secarse y evacuarse. El problema que se presenta es el de eliminar los lodos digeridos de la manera más práctica y menos costosa posible, aumentando el porcentaje de materia seca lo más posible para reducir al máximo su volumen. Con los métodos tradicionales se logra obtener lodos deshidratados con un 20-40% en peso de materia seca.

El sistema de secado empleado dependerá de las características de la PTAR, del tipo de lodo y del destino final de los mismos. Las estaciones depuradoras pequeñas y que disponen de área y buen clima suelen tener lechos de secado, mientras que las mayores y menos disponibilidad de área, utilizan sistemas mecánicos de secado.

Lechos de secado

Los lechos de secado están constituidos por una capa de material drenante, dividida en compartimentos y sobre la que se vierte el fango en espesores de 20-30 cm como máximo.

La capa de material drenante debe estar constituida por una capa de arena de unos 10 cm de espesor, dispuesta sobre una capa soporte de grava de 20 cm.

La superficie total de los lechos se divide en unidades menores de tal forma que se llene cada una de ellas con la normal extracción de lodos digeridos correspondientes a dos días. El lodo a secar puede ser llevado al lecho a través de canales abiertos o a través de tuberías. En el primer caso, se emplean compuertas a la entrada a cada lecho de secado, y en el segundo, el aislamiento deberá hacerse con válvulas. Figura 12.10.



Figura 12.10. Lechos de secado típicos. A la derecha detalles del piso del lecho

El sistema de drenaje subterráneo bajo la capa de soporte debe cuidarse al máximo. El número de tuberías y la pendiente de las mismas deben permitir un drenaje homogéneo de toda la masa de fango, y conducir toda el agua drenada a un pozo de drenaje general, desde donde se bombeará a cabecera de instalación.

El mecanismo de secado consiste en drenaje (filtración) y evaporación:

- En una primera fase, el agua abandona el lodo por filtración a través de la arena, favoreciendo el desprendimiento de los gases ocluidos y disueltos, que tienden a hacer flotar los sólidos. Esta fase puede durar las 12-18 primeras horas, en el caso de lodos urbanos. En ella se obtiene una suspensión fangosa de hasta el 20% de sequedad
- La segunda fase, de evaporación, es más lenta, y produce una disminución de la capa de fangos, agrietando la superficie y favoreciendo la evaporación de las capas inferiores, al ser las grietas cada vez más profundas. Al final de esta fase el lodo tendrá una consistencia tal que le permitirá ser paleable. La sequedad obtenida podrá llegar a ser de hasta un 40%.

La extracción del lodo seco es normalmente manual. Con la extracción del lodo seco también se elimina algo de arena de la capa drenante al quedar adherida a la torta lo que obligará, cada cierto tiempo, a reponerla. El líquido infiltrado tiene una DQO muy alta, de 2 000 a 6 000 mg.L^{-1} y unos sólidos suspendidos elevados, de 4 000 a 15 000 mg.L^{-1} . Por

esta razón, como ya se expresó, se recircula generalmente a la unidad de depuración biológica principal y debe ser tenido en cuenta en el diseño.

En las depuradoras en las que se producen grandes volúmenes de lodo y no se pueden utilizar lechos de secado, se puede llevar a cabo el secado mecánico mediante:

- Filtros de vacío.
- Centrífugas.
- Filtros banda.
- Filtros prensa.

En general, en el caso de la deshidratación mecánica, los lodos deben ser previamente acondicionados, química ó térmicamente.

BIBLIOGRAFÍA

1. Álvarez, J.A., C.A. Zapico, M. Gómez, J. Presas. Y M. Soto. (2003). Anaerobic Hydrolysis of a Municipal Wastewater in a Pilot Scale Digester. *Wat. Sci. Technol.* 47(12), 223-230.
2. Barros, P. y M. Soto. (2002). Anaerobic systems for domestic wastewater treatment in rural areas. International Conference on "Small Wastewater Technologies and Mangement for the Mediterranean Area". Sevilla, 20-22 de marzo.
3. Barros, P. y M. Soto. (2004). Depuración natural avanzada en núcleos rurais. II Congreso Internacional de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Santiago de Compostela, 22-24 de setiembre, 1611-1622.
4. Bernard, O., Z. Hadj-Sadok., and D. Dochain.(2001). "Dynamical Model Development and Parameter Identification for an Anaerobic Wastewater Treatment Process". *Biotechnol. and Bioeng.*, 75(4):424-438.
5. Comisión Europea (2001). Name and Shame Seminar on City Sewage. Informe da Comisión do 19 de marzo de 2001.
(<http://europa.eu.int/comm/environment/whatsnew.htm>).
6. Lens, P.; G. Zeeman. y G. Lettinga. (2001). Decentralised Sanitation and Reuse. Concepts, Systems and Implementation. Integrated Enviromental Technology Series. IWA Publishing.
7. Ligeró, P., A. de Vega y M. Soto. (2001). Pretreatment of Urban Wastewaters in a Hydrolitic Upflow Digester. *Water SA*, 17(3), 399-404.
8. Noyola, A.(1990) Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales: una Experiencia de Adaptación de Tecnología en México. En: Memorias de las Conferencias sobre: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina. Ciudad Universitaria, México D. F. 8-9 de Noviembre.
9. Parra Rodríguez, L.M. (2006) Operación de un Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA) hasta alcanzar el Estado Estable. Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales Facultad de Ingeniería y Arquitectura
10. Soto, M.; M. Gómez y J. Presas. (2001). Depuración de Augas Residuais Mediante Zonas Húmidas: Proxecto para a Sua Aplicación Nun Núcleo Rural. <http://www.cepis.ops-oms.org>. 1º Premio do I Concurso Medioambiental do Concello de Santiago - Modalidade Ecoideas.
11. Soto, M. (2003). Alternativas de saneamento e sustentabilidade. *ADEGA-Cadernos* nº 11, 37-48.
12. UNCED (1992). Declaración de Rio sobre Desenvolvemento e Medio Ambiente. Conferencia das Nacións Unidas, Rio de Janeiro, 3-14 de xuño de 1992.
13. Xunta (1998). Segundo Plano de Saneamento de Galicia. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
14. van HAANDEL, A. y G. Lettinga (1994) Tratamento Anaeróbico de Esgotos. Editora
15. EPGRAF. Campina Grande, Brasil (www.uasb.gov)

CAPÍTULO 13

LAGUNAS

13.1. Introducción

El tratamiento de aguas residuales conocido con el nombre de lagunas es un proceso por el cual las aguas son vertidas en estanques de tierra impermeabilizados de configuración variada, generalmente extensa y poco profunda, donde son tratadas por métodos totalmente naturales mediante la actividad de bacterias heterótrofas presentes en el medio. Figura 1.



Figura 13.1. Sistema típico de lagunas

El tiempo de retención en las lagunas es variable. Depende principalmente de la carga aplicada y las condiciones climáticas. En la depuración por lagunas no interviene la acción del hombre, quien se limita a proporcionar un emplazamiento adecuado para las mismas y realizar los trabajos de mantenimiento que necesita.

La carga orgánica superficial de DBO que se aplica a las lagunas, o simplemente carga o carga superficial, se expresa como masa de DBO por unidad de área de la laguna en la unidad de tiempo, ($\text{g de DBO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). Visto de otra manera, puede decirse que la carga orgánica sobre una laguna es el flujo másico de DBO que entra a la laguna por unidad de área superficial.

Debido a las grandes áreas que requieren, se utilizan preferentemente para aguas residuales de pequeñas o medianas poblaciones (500 – 20 000 habitantes), aunque también encuentran uso en el tratamiento de aguas residuales de algunas industrias y de residuales agropecuarios.

13.2 Principales características de las lagunas

- La sedimentación se produce al mismo tiempo que la degradación de la materia orgánica
- Aunque pueden haber excepciones, en la mayoría de los casos no necesita de tratamiento posterior
- La degradación de la materia orgánica se realiza por oxidación aerobia, debida fundamentalmente a la actividad simbiótica de bacterias y algas, o procesos por procesos anaerobios
- No se utilizan medios mecánicos, bien sea de aireación o agitación, por lo que los costos de operación y mantenimiento son reducidos
- La eliminación de microorganismos patógenos es superior a la alcanzada mediante otros métodos convencionales de tratamiento

13.3 Tipos de lagunas

Se utilizan distintos criterios para la clasificación de las lagunas. Dentro de una de estas clasificaciones pueden señalarse las lagunas:

- aerobias
- facultativas
- anaerobias
- aireadas

Las lagunas aireadas funcionan bajo principios similares a los sistemas de lodos activados, en la variante de aireación extendida. Por esa razón no son tratadas en este capítulo.

13.3.1 Lagunas aerobias, de maduración o de oxidación

Aunque el término de lagunas de oxidación ha sido generalizado y en ocasiones se toma para designar todo tipo de lagunas, en realidad sólo corresponde a las lagunas aerobias. Cuando se emplean como tratamiento final, precedido por otras lagunas se conocen como lagunas de maduración.

Las lagunas aerobias son aquellas lagunas en las que los compuestos biodegradables, suspendidos o disueltos, son estabilizados por la acción de microorganismos aerobios en todo el volumen del dispositivo de tratamiento. El oxígeno es suministrado por la acción fotosintética de las algas y por la difusión del oxígeno atmosférico en contacto con la superficie de la laguna.

Debido a que la luz solar es esencial para la producción de oxígeno mediante algas, la profundidad de estas lagunas está limitada de acuerdo con la penetración de la luz, y normalmente es menor de 1,5 m. Operan a cargas muy bajas, $< 1,5 \text{ g DBO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, lo que hace que se requieran grandes áreas para su construcción y hoy día tienen uso limitado.

Aunque la conversión biológica de nitrógeno amoniacal a nitratos puede tener lugar en las lagunas facultativas cuando la concentración de oxígeno disuelto es suficientemente elevada, el medio aerobio propio de las lagunas de maduración es mucho más adecuado para el desarrollo de las bacterias nitrificantes. Esta conversión tiene importancia para impedir el acceso del nitrógeno amoniacal a cursos de agua receptores donde puedan tener efectos tóxicos sobre la fauna.

Por otra parte, aunque las variaciones de oxígeno disuelto durante el día son menos acusadas que en las lagunas facultativas, también se producen descensos durante la noche. Cuando estos descensos dan lugar a concentraciones nulas de oxígeno se inicia el ciclo nitrificación-desnitrificación, que conduce a una pérdida neta de nitrógeno hacia la atmósfera. Con este fenómeno se consigue una reducción neta de nutrientes, con efectos beneficiosos para los cursos de agua donde vaya a verterse el efluente final.

13.3.2 Lagunas facultativas

El contenido de oxígeno disuelto en las lagunas facultativas es uno de los mejores indicadores sobre su funcionamiento. La principal fuente de oxígeno disuelto es la fotosíntesis, seguida por la reaireación superficial. Una laguna facultativa que opere correctamente debe tener una capa superficial oxigenada.

La concentración de oxígeno disuelto presenta una variación sinusoidal a lo largo del día. El contenido en oxígeno es mínimo al amanecer y máximo por la tarde, y puede oscilar entre un valor nulo hasta la sobresaturación. Figura 13.2. Durante el verano es muy común encontrar que las lagunas están sobresaturadas de oxígeno disuelto en las capas superficiales. Además de las variaciones diarias en el contenido en oxígeno disuelto, éste presenta también variaciones importantes en profundidad. La concentración de oxígeno disuelto es máxima en superficie, y a medida que aumenta la profundidad va disminuyendo hasta anularse.

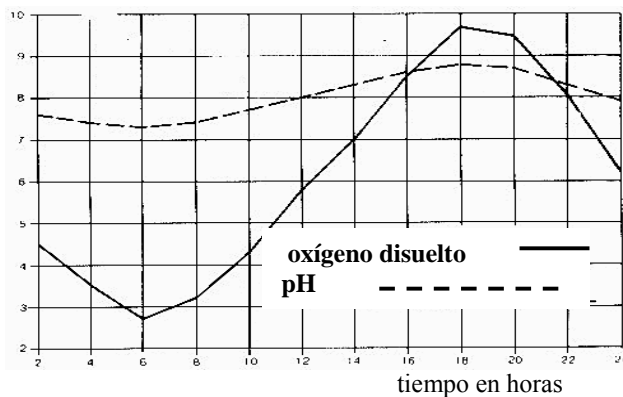


Figura 13.2. Variación horaria del oxígeno disuelto y el pH en lagunas facultativas

Las lagunas facultativas se caracterizan por poseer una zona aerobia, próxima a la superficie, y una zona anaerobia en el fondo. Entre ambas, predominan los microorganismos facultativos en un ambiente típico de simbiosis alga-bacteria. Figura 13.3.

La extensión relativa de estas 3 zonas varía durante el año en función de la carga aplicada y de la eficacia de los dos mecanismos de adición de oxígeno al medio: la fotosíntesis llevada a cabo por las algas y la reaireación a través de la superficie. La finalidad de estas lagunas es la estabilización de la materia orgánica en un medio oxigenado proporcionado principalmente por las algas presentes.

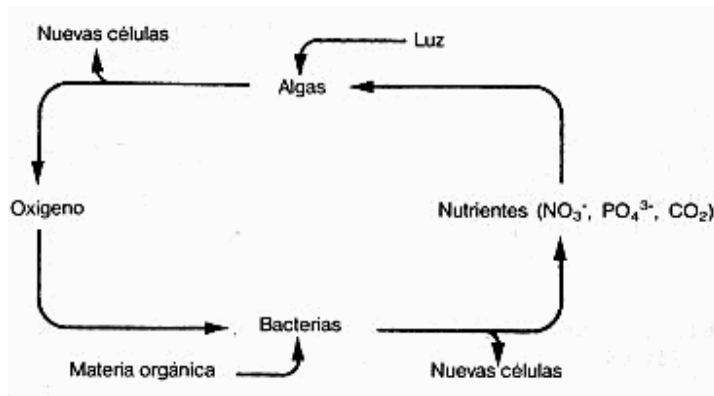


Figura 13.3. Simbiosis alga-bacteria en lagunas facultativas

En las lagunas facultativas existe una elevada concentración de distintas especies de microalgas, entre 40 y 300 mg.L⁻¹(peso seco). Por lo tanto, estas lagunas muestran, o deberían mostrar un color verde oscuro. Las algas producen oxígeno que es usado por las bacterias heterótrofas, las que a su vez producen CO₂ que es utilizado por las algas. La producción de oxígeno por las algas se estima que varía de 1,25 a 1,75 g de O₂ (g de materia seca de alga)⁻¹. Figura 13.4.



Figura 13. 4. Laguna facultativa donde la coloración más oscura denota la presencia de algas.

13.3.3 Lagunas anaerobias

La depuración en estas lagunas ocurre por la acción de bacterias anaerobias. En estas lagunas el contenido en oxígeno disuelto se mantiene muy bajo o nulo durante todo el año como consecuencia de la elevada carga orgánica y el corto período de retención del agua residual. El objetivo perseguido es retener la mayor parte posible de los sólidos en suspensión, que pasan a incorporarse a la capa de fangos acumulados en el fondo, y eliminar parte de la carga orgánica. La materia orgánica depositada en el fondo pasa por las siguientes fases: licuefacción y gasificación.

Durante la licuefacción las bacterias facultativas formadoras de ácido convierten, mediante hidrólisis, los carbohidratos y proteínas en ácidos grasos. Eso modifica la forma en que se encuentra la materia orgánica sin que se presente reducción de DBO. Los compuestos así obtenidos ascienden por difusión hacia las capas superiores.

En la fase de gasificación actúan las bacterias estrictamente anaerobias generando metano. En esta fase es en la que realmente ocurre disminución de la DBO. Las condiciones básicas para que haya actividad anaerobia en las lagunas es que no exista oxígeno disuelto en la zona inferior, y que la temperatura sea mayor de 15°C. Por eso la reducción de la DBO ocurre mejor en regiones tropicales que en climas templados.

Las lagunas anaerobias funcionan como un tanque séptico abierto, y en ellas están presentes los mismos grupos de bacterias existentes en los pozos sépticos y en los digestores anaerobios.

Entre los mecanismos que ayudan a mantener el ambiente anaerobio necesario para el buen funcionamiento de este tipo de lagunas se destacan los siguientes:

- La abundante carga orgánica presente en esta primera fase del tratamiento, da lugar a que el posible oxígeno introducido en las lagunas con el afluente o por reaireación superficial se consuma rápidamente en la zona inmediatamente adyacente a la entrada o a la superficie
- En las lagunas anaerobias se produce la reducción de los sulfatos, que entran con el agua residual a sulfuros, dando origen a olores desagradables
- Debido a que las lagunas carecen de agitación, el aporte de oxígeno atmosférico es despreciable
- Además de las bacterias responsables de las etapas acidogénica y metanogénica de la degradación anaerobia, en ocasiones se desarrollan en estas lagunas otras bacterias que confieren una coloración rojiza. Se trata de bacterias fotosintéticas del azufre, que viven en la zona superficial y oxidan los sulfuros a azufre elemental. Los pigmentos que poseen estas bacterias le dan a las lagunas una coloración rosa o roja. La presencia de estas bacterias es indicativa de carga insuficiente en las lagunas anaerobias, y conviene tomar las mismas medidas discutidas anteriormente para impedir la aparición de algas en superficie

En la Figura 13.5 se muestra una superficie de laguna anaerobia parcialmente cubierta de costra que contribuye a la anaerobiosis y a mantener alta la temperatura de la laguna. El principal inconveniente de estas costras es la posibilidad del desarrollo de insectos, por lo que hay que tener la atención de eliminarlas durante la parte del año donde su proliferación puede ser excesiva.



Figura 13.5. Laguna anaerobia con superficie parcialmente cubierta

13.4. Elementos para el diseño de lagunas

Los métodos utilizados para el dimensionamiento de las lagunas pueden clasificarse en empíricos y racionales. Los modelos empíricos se basan en la observación de algunas de las características físicas y operacionales de lagunas que operan adecuadamente y presentan índices de eficiencia satisfactorios. Sin embargo, no se establecen relaciones entre sus características funcionales y los factores que intervienen en el proceso de depuración. Los modelos empíricos tienen aplicación limitada. Su ventaja radica en que son sencillos y no necesitan del conocimiento de parámetros que en ocasiones no se obtienen fácilmente.

Los modelos racionales se basan en alguna teoría aceptable sobre el funcionamiento de las lagunas. En la práctica se utilizan lagunas piloto o ensayos de laboratorio para la búsqueda de parámetros que de acuerdo al modelo, intervienen en la depuración. Esos parámetros están relacionados con resultados de operación donde se desarrollan correlaciones matemáticas que describen el fenómeno y permiten su reproducción en condiciones controladas.

Existe una gran variedad de ecuaciones de un tipo y otro, así como criterios diversos para el dimensionamiento de las lagunas. Sólo se presentan, en cada caso, los que se consideran más significativos.

13.4.1 Aerobias o de maduración

Para lagunas aerobias, en el caso de aguas residuales domésticas típicas y algunos residuales industriales, se producen aproximadamente entre 0,5 y 0,6 kg de biomasa por kilogramo de DBO eliminado.

Cuando a las lagunas aerobias se les da el uso de lagunas de maduración, su diseño se basa en criterios relativos a la reducción de patógenos. Dado que la eliminación de bacterias patógenas de origen fecal obedece a una cinética de primer orden, el número de coliformes fecales por 100 mL de efluente N_e , de una serie de lagunas consecutivas viene dado por la expresión,

$$N_e = \frac{N_o}{(1 + k_c t_1) \cdot (1 + k_c t_2) \cdot \dots \cdot (1 + k_c t_n)} \quad \dots 13.1$$

donde

N_e : número de coliformes fecales por 100 mL en el efluente del sistema de lagunas

N_o : número de coliformes fecales por 100 mL en el afluente del sistema de lagunas

k_c : constante de eliminación de coliformes fecales, expresada en d^{-1} , función de la temperatura

$$k_c = 2,6(1,19)^{t-20}$$

t : temperatura $^{\circ}C$

El tiempo de retención es el factor más importante en la eficiencia de reducción de los microorganismos patógenos. Otros factores también influyen en la eliminación de patógenos, como la concentración de algas y la radiación ultravioleta. En el caso de las lagunas de maduración, los tiempos de retención más utilizados varían entre 5 y 7 días, de acuerdo con el número de lagunas de este tipo asociadas en serie y con los objetivos del tratamiento.

La desinfección que presenta el efluente de una laguna de maduración bien diseñada y operada es superior al 99,99 %, con valores de coliformes en el efluente del orden comprendido entre 10^2 - 10^3 /100 mL para aguas residuales municipales.

13.4.2 Lagunas facultativas

13.4.2.1 Tiempo de retención de lagunas facultativas

Los tiempos de retención de las lagunas facultativas son bastante mayores que los de cualquier otro tipo de laguna, aunque este parámetro generalmente no es utilizado como criterio de proyecto, ≥ 30 d. Estos elevados tiempos de retención son causa de que las lagunas facultativas presenten alta resistencia a las variaciones bruscas de la carga orgánica o hidráulica.

13.4.2.2 Diseño de lagunas facultativas

El funcionamiento de estas lagunas depende, principalmente, de la carga orgánica superficial, o sea, de la superficie de la laguna y no de su volumen.

Existe abundante literatura que trata sobre el diseño y operación de lagunas facultativas, pero lamentablemente mucha de ella es procedente de países con clima frío o que hacen referencia a características de clima templado. En esos casos las cargas orgánicas recomendadas llegan a ser muy inferiores a las que pueden ser asimiladas en zonas de clima tropical o subtropical. Por lo tanto, para el diseño de lagunas a través de métodos empíricos como lo es el de las Cargas, debe tenerse cuidado de los sistemas de referencia y buscar información sobre antecedentes de éxito para situaciones similares a la que se enfrenta el interesado. Por ejemplo, una carga apropiada para diseñar lagunas facultativas que traten aguas residuales domésticas en clima tropical puede ser $35 \text{ g}_{\text{DBO}} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Sin embargo, en Cuba hay centrales azucareros con refinería que en épocas de no zafra las lagunas con cargas similares, ya empiezan a mostrar síntomas de anaerobiosis.

13.4.2.3 Relación área volumen de las lagunas

La carga orgánica superficial de la laguna determina su área en la superficie, y teniendo en cuenta la necesidad de que la laguna tenga bordes inclinados (taludes), entonces el área del fondo será menor que en la superficie. La relación entre ambas dependerá de la inclinación de los taludes, generalmente de 1:2 a 1:3. Figura 13.6.

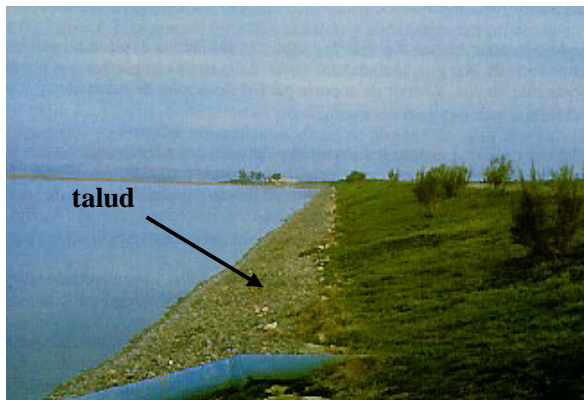


Figura 13.6. Vista de taludes de una laguna facultativa

Teniendo en cuenta una relación general de 1: P para los taludes, el área del fondo de la laguna de será,

$$A_F = A_S - 2 \cdot P \cdot H \cdot (L + A) + (2 \cdot P \cdot H)^2 \quad \dots 13.2$$

y la relación entre ambas,

$$\frac{A_F}{A_s} = 1 - \frac{2 \cdot P \cdot H (L + A - 2 \cdot P \cdot H)}{A_s} \quad \dots 13.3$$

donde

A_s : área en la superficie (m²)

A_F : área en el fondo (m²)

A : ancho en la superficie (m)

L : longitud de la laguna en la superficie (m)

H : profundidad efectiva (m)

Teniendo en cuenta los valores de ambas áreas y la altura efectiva de la laguna, el volumen puede calcularse,

$$V = \frac{H}{3} (A_S + A_F + \sqrt{A_S \cdot A_F}) \quad \dots 13.4$$

13.4.2.4 Método de las Cargas

El Método de las Cargas para el diseño de lagunas es un método empírico. Se basa en fijar un valor de carga superficial (g DBO.m⁻².d⁻¹), y a partir de los valores de flujo de diseño y DBO del afluente, estimar el área de la laguna. El gran inconveniente de este método es que se diseña sin poder fijar la concentración de DBO del efluente.

La carga orgánica superficial (L_a) recomendada para el diseño de lagunas facultativas está comprendida entre 20 – 40 g.m⁻².d⁻¹ para temperaturas en el intervalo de 20 a 30 °C, para obtener un % de reducción de la DBO entre 75 y 90%, considerando el efluente filtrado (sin algas ni otros sólidos en suspensión).

Ejemplo 13.1

Hallar el área que se necesita para tratar 2 230 m³.d⁻¹ de un agua residual municipal que contiene una DBO₅ de 155 mg.L⁻¹.

Solución

Se asume una carga orgánica superficial $L_a = 35 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$

Flujo másico de DBO₅ = $Q \cdot S_o$

$$L_a = \frac{Q \cdot S}{A_s}, \text{ de donde el área es, } A_s = \frac{Q \cdot S}{L_a}$$

$$\text{Flujo másico de DBO}_5 = Q \cdot S_o = 2\,230 \cdot 155 \cdot \text{m}^3.\text{d}^{-1} \cdot \text{mg.L}^{-1} \cdot 10^3 \text{ L.m}^{-3} \cdot 10^{-3} \text{g.mg}^{-1}$$

$$Q \cdot S_o = 345\,650 \text{ g DBO}.\text{d}^{-1}$$

$$\text{Área superficial de la laguna, } A_s = \frac{345\,650}{35} = 9\,876 \text{ m}^2$$

13.4.2.5 Método de Gloyna

El método empírico de Gloyna, obtenido a partir de determinados condicionamientos, está muy difundido. Gloyna derivó una ecuación para estimar el volumen de las lagunas facultativas considerando que con ese volumen puede obtener un tiempo de retención tal que le permite eficiencias de reducción de DBO₅ cercanas al 80 – 90 %. Al igual que el Método de las Cargas, tiene la desventaja de no poder fijarse la DBO del efluente.

La ecuación de Gloyna para la estimación del volumen es,

$$V = 3,5 \cdot 10^{-2} Q_0 S_0 (\theta)^{35-t} \quad \dots 13.5$$

donde


V: volumen efectivo de la laguna (m³)

Q: Flujo, m³d⁻¹

S₀: DBO afluente, mg L⁻¹

t: Temperatura promedio del mes más frío, °C

θ: 1,085 (factor para corregir el valor de la temperatura)

La expresión del volumen dado por Gloyna considera un talud en la laguna de 1:2, o sea, 1 de altura por 2 de base: 

13.4.2.6 Método de Marais

El método de Marais es el más simple de los métodos racionales. Se basa en dos consideraciones:

- las lagunas se comportan como un reactor de mezcla completa
- la cinética que rige la reducción de DBO es de primer orden

Desde el punto de vista teórico considerar que en la laguna existe régimen de mezcla completa es un error. Sin embargo, desde el punto de vista práctico, teniendo en cuenta los altos tiempos de retención, y grandes áreas expuestas a las brisas, y el movimiento en la dirección vertical que se produce por las diferencias de temperatura entre las diversas capas en el volumen de la laguna, puede asumirse que el régimen de flujo, siendo en realidad disperso, se aproxima más a una mezcla completa que a un flujo pistón.

La ecuación racional de Marais supone que la reducción de DBO en las lagunas sigue una cinética de primer orden,

$$S_e = \frac{S_o}{1 + k\theta} \quad \dots 13.6$$

donde

S_o : DBO del afluente (mg L^{-1})

S_e : DBO del efluente (mg L^{-1})

θ : tiempo de retención (d)

k : constante de velocidad (d^{-1})

Como toda constante de velocidad de reacción, la constante k depende de la temperatura,

$$k_t = k_{35} (1,085)^{35-t} \quad \dots 13.7$$

Según Marais, para un intervalo de tiempos de retención entre 10 y 40 días, y 90 % de reducción de DBO, el valor de k_{35} es $1,2 \text{ d}^{-1}$. Marais también reporta valores de la constante de velocidad de reacción para diferentes tiempos de retención y eficiencias de reducción de la DBO.

No obstante, para casos particulares, el valor de la constante puede ser determinado en una laguna piloto experimental haciendo pruebas con diferentes valores de DBO del afluente y tiempos de retención. Transformando la ecuación 6 se obtiene,

$$\frac{S_o}{S_e} = k \cdot \theta + 1 \quad \dots 13.8$$

que es la ecuación de una recta de pendiente k e intercepto en el eje de ordenadas igual a 1. Figura 13.7.

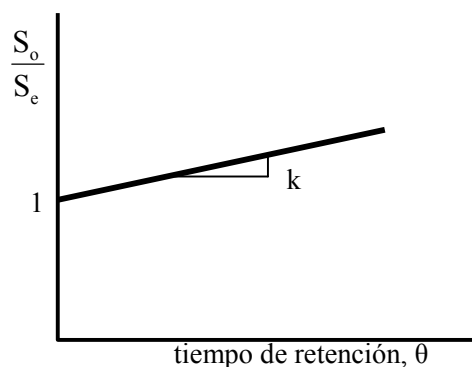


Figura 13.7. Estimación de la constante de velocidad en la ecuación de Marais

La ecuación de Marais se puede utilizar combinado con el método de las cargas en un método mixto.

Ejemplo 13.2

Calcule las dimensiones de una laguna facultativa para tratar $750 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de un agua residual de un proceso y cuya constante de velocidad de remoción es de $0,6 \text{ d}^{-1}$. La DBO de entrada a la laguna es de 300 mg L^{-1} y la deseada en el efluente debe ser menor de 30 mg L^{-1} .

Solución

Aplicando la ecuación 13.6,

$$30 = \frac{300}{1 + 0,6 \theta}$$

$$\theta = 15 \text{ d}$$

$$\text{Volumen} = 750 \cdot 15 = 11\,250 \text{ m}^3$$

Asumiendo una profundidad de 1,8 m,

$$\text{Área de la laguna} = A_s = \frac{11\,250}{1,8} = 6\,250 \text{ m}^2$$

Comprobando la carga orgánica:

$$CO = \frac{300 \cdot 750}{6\,250} = 36 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1} \quad \text{la carga orgánica tiene un valor que corresponde al}$$

intervalo característico para las lagunas facultativas, por tanto, el volumen de laguna debe tener un valor de $11\,250 \text{ m}^3$, y el área de espejo de agua $6\,250 \text{ m}^2$. Correspondería ahora hacer los ajustes teniendo en cuenta los taludes.

13.4.3. Lagunas anaerobias

13.4.3.1 Tiempo de retención en lagunas anaerobias

El tiempo de retención para lagunas anaerobias que tratan aguas residuales domésticas varía de 2 a 5 días. Para esos tiempos de retención y temperaturas que oscilan entre 25 y $30 \text{ }^\circ\text{C}$, se obtienen eficiencias de reducción de DBO entre 60 y 70 %.

Si las lagunas anaerobias operan con tiempos de retención muy pequeños, sólo las fases hidrolítica y acidogénica tienen tiempo de desarrollarse, pero no la de formación de metano, que es más lenta, y por tanto, se producirán olores y se afectará negativamente la reducción de materia orgánica. Por otra parte, si la carga es pequeña y el tiempo de retención elevado, comienzan a desarrollarse algas en superficie, y el oxígeno producido da

lugar a la muerte de las bacterias metanogénicas, también con el resultado del desarrollo de olores desagradables. Por tanto, las lagunas anaerobias requieren un mantenimiento adecuado para preservar en todo momento el equilibrio entre las fases responsables de la depuración.

13.4.3.2 Diseño de lagunas anaerobias

Realmente el área superficial no es importante en las lagunas anaerobias, pero si la profundidad. Por lo tanto, las lagunas anaerobias deben diseñarse en función de la carga orgánica volumétrica. No obstante hay proyectistas que utilizan criterios de carga orgánica superficial.

Las lagunas anaerobias se construyen con unas alturas útiles entre 2.0 y 4.0 m siendo el valor más utilizado normalmente el de los 3.0 m.

$$L_v = 450 \text{ gm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1} \quad \text{para } T > 20 \text{ }^\circ\text{C}$$

L_v : carga orgánica volumétrica ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)

La recomendación tradicional en el caso de las aguas residuales domésticas (composición comúnmente conocida) e industriales (normalmente diversa y con diferente grado de complejidad), es que la carga orgánica volumétrica de las lagunas anaerobias esté comprendida entre 150 y 500 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$.

Otros criterios de carga volumétrica para el diseño de lagunas anaerobias se brinda en la tabla 13.1.

Tabla 13.1. Valores de carga orgánica volumétrica para lagunas anaerobias recomendada por diversos autores

Carga volumétrica $\text{g DBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$	referencia
40-250	Bradley, 1976
125	Gloyna, 1973
< 400	Mara, 1976
90-500	Parker, 1970
90-350	Oswald, 1968
200-500	Cooper, 1968

13.4.4 Otros métodos de diseño

En las tablas 13.2 y 13.3 se exponen ecuaciones de diseño, empíricos y racionales) de lagunas facultativas de de diferentes autores

Tabla 13.2. Otros métodos empíricos

Método	Criterio o ecuación	Intervalo de aplicabilidad
OMS, 1987	Carga superficial 200-400 kg DBO ₅ .ha ⁻¹ .d ⁻¹	Climas templados y cálidos
Arceivala, 1970 McGarry-Pescod	$L(\text{kg DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}) = 375 - 6,25 \cdot (\text{latitud})$ $L_{\text{máx}} (\text{kg DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}) = 11,2 \cdot (1,054)^T$	Latitud 8°N-36°N Carga superficial: 140-280 kg DBO ₅ .ha ⁻¹ .d ⁻¹
Mc Garry- Pescod modificado	$L_{\text{máx}} (\text{kg DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}) = 7,5 \cdot (1,054)^T$	Carga superficial: 140-280 kg DBO ₅ .ha ⁻¹ .d ⁻¹
Larsen, 1974*	$MOT = (2,468^{\text{RED}} + 2,468^{\text{TTC}} + 23,9/\text{TEMPR} + 150,0/\text{DRY}) 10^6$	Climas templados y cálidos
* MOT= Area (radiación solar) ^{1/3} /Caudal influente (DBO5 inil.) ^{1/3} RED = (DBO5 infl - DBO5 efl) / DBO5 infl TTC = Velocidad viento (DBNO5 infl) ^{1/3} / (radiación solar) ^{1/3} TEMPR = Temperatura agua / Temperatura aire DRY = humedad relativa		

Tabla 13.3.Otros métodos racionales

Método	Ecuación	Hipótesis
Thirumurthi, 1974	$\frac{C}{C_o} = e^{-k \cdot t}$	Flujo pistón, estado estacionario, cinética de 1er orden
Uhlmann, 1979	$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{\left(\frac{K}{n}\right)^n}$	Mezcla completa, reactores em serie, cinética de 1er orden
Marais, 1970; Eckenfelder, 1974 *	$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{k \left(\frac{V}{Q_o}\right) + \frac{Q_e}{Q_o}}$	Mezcla completa, estado estacionario, cinética de 1er orden
* C = DBO ₅ del efluente, mg-L ⁻¹ C _o = DRO ₅ del influente, mg-L ⁻¹ k = constante cinética de primer orden, d V = volumen de la laguna, m ³ Q _o = caudal de alimentación, m ³ .d ⁻¹ Q _e = caudal de salida, m ³ .d ⁻¹		

En la tabla 13.4, por otra parte, se resumen criterios que se emplean en el diseño de lagunas para los tres tipos de lagunas tratadas,

Tabla 13.4. Resumen de valores típicos de parámetros de operación de lagunas

Parámetro	Aerobia	Facultativa	Anaerobia
Profundidad, m	1-1,5	1-2	2-4
Carga, g DBO.m ⁻² .d ⁻¹	< 1,5	20-40	25-60
Reducción DBO ₅ ,%	60-80	75-90	70-80
Productos finales	Algas, CO ₂ , tejido celular	Algas, CO ₂ , tejido celular	CO ₂ , tejido celular, metano

13.5. Balance hídrico de las lagunas. Impermeabilización

La impermeabilización de las lagunas, piso y paredes, es imprescindible para prevenir riesgos de contaminación por infiltración en el manto o hacia cuerpos de agua cercanos. La impermeabilización puede hacerse utilizando materiales naturales como las arcillas, o mediante materiales sintéticos. Figura 13.8.



Figura 13.8. Laguna impermeabilizada con materiales sintéticos

La información de si en una laguna hay infiltración hacia capas inferiores del suelo la brinda el balance hídrico de la misma. El balance hídrico permite conocer si existe o no percolación en el dispositivo de tratamiento.

El balance de flujo en la laguna puede formularse,

$$Q_e = Q_a (Pr + Pc) - (E + Pe) \quad \dots 13.9$$

C. Menéndez y S. Pire

Qe: Caudal efluente
Qa: Caudal afluente
Pr: Precipitación sobre la laguna
Pc: Infiltración de agua hacia la laguna
E: Evaporación
Pe: Pérdidas por percolación

Las variables anteriores pueden trabajarse en m^3d^{-1} .

La precipitación y evaporación en la laguna pueden medirse experimentalmente o tener información de ellas a través de estaciones meteorológicas.

Aún considerando el mes más crítico del año (el de menos lluvia, el nivel freático más bajo, de mayor evaporación), el valor de Qe tiene que ser positivo.

En aquellos casos en los que Qe sea negativo, una alternativa de solución consiste en impermeabilizar la laguna. Esto último puede resultar más económico si se emplean lagunas anaerobias primarias. Estas últimas pueden tener un 60 % del área de una equivalente facultativa, lo cual es muy importante desde el punto de vista hidráulico.

La evaporación en las lagunas debe tenerse en cuenta en climas muy cálidos y secos. Se considera que una evaporación diaria de 5 milímetros no provoca efectos apreciables en las lagunas. La repercusión principal de la evaporación es la concentración de los sólidos que contiene el agua almacenada. El consiguiente aumento de la salinidad puede resultar perjudicial si el efluente se va a emplear en riego.

La evaporación que ocurre en una laguna puede estimarse a través de la ecuación de Meyer,

$$E = 5 \left(V_a - V \cdot H_r \right) \cdot \left(1 + \frac{v}{16} \right) \quad \dots 13.10$$

E: Evaporación mensual, milímetros $[\text{mm}(\text{mm})^{-2}]$
Va: Presión de vapor del agua a la temperatura del agua, mmHg
V: Presión de vapor del agua a la temperatura del aire, mmHg
Hr: % humedad relativa
v: Velocidad del viento km.h^{-1}

Por otro lado, en aquellos casos en los que se disponga de información necesaria, las pérdidas por percolación pueden ser estimadas aplicando la ley de Darcy,

$$Q = P I A \quad \dots 13.11$$

Q: Caudal que percola $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$
P: Permeabilidad del suelo m s^{-1}
A: Área expuesta m^2

$$I = \frac{h}{L} \text{ gradiente hidráulico} \quad \dots 13.12$$

L : Distancia del fondo de la laguna al nivel freático

h : Distancia de la superficie del agua en la laguna al nivel freático

por tanto, la profundidad de la laguna es igual a (h – L)

Cuando se emplea como impermeabilizante algún tipo de suelo (arcilla), por supuesto de menos permeabilidad que el suelo original, los valores de L y h se consideran:

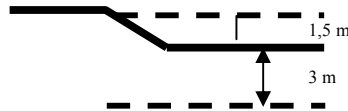
L = espesor de la nueva capa de arcilla

h = L + la altura del agua en la laguna.

Ejemplo 13.3

Una laguna de estabilización de 10 000 m² va a ser construida en un suelo cuya permeabilidad es de 10⁻⁶ m.seg⁻¹. El nivel de agua freática se encuentra 3 metros por debajo del nivel del fondo de la laguna. La máxima altura del agua en la laguna será de 1,5 m. Determine las pérdidas por percolación que tendrá la laguna en las condiciones anteriores, y en caso que se sustituyan 40 cm de material del fondo por una arcilla con una permeabilidad de 10⁻¹⁰ m.seg⁻¹.

Solución



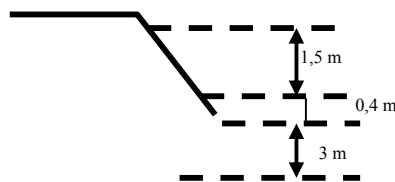
Para el suelo natural:

$$I = \frac{h}{L} = \frac{9,5}{3} = 3,17$$

teniendo en cuenta que $Q = P I A$, entonces el flujo que percola será,

$$Q = 10^{-6} \cdot 3,17 \cdot 10^4 = 3,17 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \cdot \text{seg}^{-1}$$

Sustituyendo 40 cm de suelo con una capa de arcilla cuya permeabilidad es 10⁻¹⁰ m.seg⁻¹,



$$I = \frac{1,9}{0,4} = 4,75$$

$$Q = 10^{-10} \cdot 4,75 \cdot 10^4 = 4,75 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{seg}^{-1}$$

13.6. Precipitación

En el trabajo con lagunas la precipitación no es sólo importante para tenerla en cuenta en el balance hídrico, sino que puede tener efectos importantes en el funcionamiento de las mismas, y sus consecuencias deben ser estudiadas.

El efecto inmediato de la lluvia es provocar un aumento del caudal de entrada, por lo que el tiempo de residencia del agua disminuye. Cuando la lluvia es fuerte, la turbulencia que ésta genera da lugar a que las lagunas aparezcan revueltas.

El oxígeno disuelto suele bajar después de las tormentas debido a la demanda adicional de oxígeno provocada por los sólidos arrastrados por el agua de lluvia y los sedimentos de las lagunas que se mezclan con la columna de agua. Este último fenómeno es especialmente importante en días cálidos, cuando la caída de tormentas provoca el enfriamiento superficial de las lagunas, con lo que se crea una capa de inversión que favorece el desprendimiento de lodos hacia la superficie. Otro efecto de la lluvia es una cierta oxigenación en la zona superficial de las lagunas, debida tanto al propio contenido en oxígeno de la lluvia como a la turbulencia que provoca con su caída.

13.7. Nutrientes

Los nutrientes son fundamentales para la buena marcha de la depuración en lagunas. El agua residual urbana posee un contenido en nutrientes adecuado para el desarrollo de los microorganismos responsables de la depuración sin que sea necesario ajustar la concentración de ninguno de ellos. A medida que progresa la depuración, y especialmente cuando se dispone de varias lagunas en serie, se va produciendo una eliminación de nutrientes que puede dar lugar a que uno o varios alcancen concentraciones limitantes para el desarrollo subsiguiente de algas o bacterias.

Este hecho sólo constituye un problema cuando todavía hay una concentración importante de materia orgánica por estabilizar. Normalmente, en lagunas el agotamiento de nutrientes sólo ocurre en épocas de intensa actividad biológica, y suele venir precedido de la eliminación de materia orgánica hasta los niveles máximos en este tipo de tratamiento. Es mucho más frecuente la degradación total de la materia orgánica sin que ello suponga el agotamiento de nutrientes.

13.8. Sedimentos

Los sedimentos que aparecen en las lagunas facultativas están formados por desechos orgánicos refractarios al tratamiento biológico, compuestos orgánicos biodegradables y complejos minerales precipitados. Cuando la laguna facultativa recibe el efluente de una laguna anaerobia la generación de fangos en el fondo es extremadamente lenta. Si recibe aguas residuales crudas la acumulación puede ser de varios centímetros por año.

La fracción biodegradable del sedimento ejerce una demanda continua de oxígeno de la zona superficial. Puesto que el lodo está compuesto en gran parte por materia orgánica, y la difusión de oxígeno es muy lenta, los sedimentos tienden a estar siempre en condiciones anaerobias, incluso cuando el agua por encima de ellos presenta concentraciones de oxígeno disuelto superiores a 2 mg/l. Sólo una capa muy fina, de unos milímetros de espesor, consigue estar en condiciones aerobias.

Por tanto, la degradación de la materia orgánica en los sedimentos tiene lugar mediante los mecanismos anaerobios. En este proceso se liberan nutrientes solubles que se reincorporan a las capas superiores y son asimilados por los microorganismos. La capa de sedimentos puede también servir de hábitat para pequeños invertebrados, como larvas de insectos, que se alimentan de la materia orgánica acumulada en el fondo. Su efecto es beneficioso, ya que contribuyen a la estabilización de la materia orgánica y la liberación de nutrientes.

BIBLIOGRAFÍA

1. Arceivala, S.V. (1985). Waste stabilization ponds, mechanically serated lagoons, and land irrigation. Informal handouts, IHE, Delft.
2. Hermann, E.R. ang Gloyna,E.F. (1958).Waste Stabilization Ponds. Sewage and Ind. Wastes. Vol 30. p. 511
3. Hueb, J.A., Gonzaga, B. y Rodriguez, F.V. (1985). Macromedición. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú
4. Mendonca, S. (2001). Sistemas de Lagunas de Estabilización. McGraw Hill.
5. Menéndez, C. y Pérez O, J. (2007). Procesos para el Tratamiento Biológico de Aguas Residuales Industriales. Ed. Félix Varela.
6. Menéndez, C. y Díaz, M. (2009). Lagunas, Diseño, operación y Control. Ed. L. Otten. Guelph Univ. Ontario. Canadá.
7. Polprasert, CH. and Bhattarai, K. (1985). Dispersion model for waste stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, A.S.C.E., 111 (NI) 12.
8. Saenz, R. (1985). Proyecto de lagunas facultativas, anaerobias y aeradas. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú.
9. Saenz, R. (1985). Hidráulica básica para ingenieros sanitarios. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú.
10. Saenz, R. (1985). Lagunas de estabilización y otros sisternas simplificados para el tratamiento de aguas residuales. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú.
11. Thirimurthy, A.M. (1969). Design principles of waste stabilization ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division, A.S.C.E., 93 (Sa2) 311.

CAPÍTULO 14

CRITERIOS BÁSICOS PARA LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS

14.1 Introducción

Los residuos sólidos son el resultado de actividades que ha desarrollado el hombre desde sus primeras manifestaciones en sociedad. Su producción ha ido creciendo debido al aumento de la población, el desarrollo industrial, y al consumo de un número cada vez mayor de productos que genera gran cantidad de desechos.

El problema de la generación de residuos se viene agravando como consecuencia de una inadecuada planeación de su manejo, siendo muchas veces los sistemas de almacenamiento y recolección los que ocasionan e incrementan su impacto negativo, creando problemas de contaminación y deterioro visible del ambiente.

Se llama residuo sólido a cualquier producto, materia o sustancia sólida, resultante de la actividad humana o de la naturaleza, que ya no cumple con la función para la actividad que lo generó. Pueden clasificarse de acuerdo a:

- ▲ Origen (domiciliario, industrial, comercial, institucional, público)
- ▲ Composición (materia orgánica, vidrio, metal, papel, plásticos, cenizas, polvos, inerte)
- ▲ Peligrosidad (tóxicos, reactivos, corrosivos, radioactivos, inflamables, infecciosos)

De acuerdo a su origen, composición y peligrosidad, los residuos sólidos pueden estudiarse en dos grandes grupos: residuos sólidos urbanos (RSU) y residuos sólidos industriales (RSI). En ocasiones el límite entre uno y otro grupo no está claramente definido en cuanto a sus características.

Los RSU de diferentes ciudades, países y regiones tienen más elementos en común que los RSI, ya que estos últimos pueden diferir mucho de un proceso industrial a otro. Para poner de ejemplo, quizás 2 extremos: los residuales sólidos de la industria de la construcción se diferencian en mucho a los que se producen en la industria de procesamiento de frutas y vegetales.

14.2 Residuos sólidos urbanos

Los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) o municipales son generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios. También son considerados RSU los procedentes de la limpieza de vías públicas, áreas recreativas y playas, áreas verdes, así como escombros de obras menores de construcción y reparación domiciliaria. Para los

residuos de la poda y el segado de áreas verdes y de los escombros, usualmente se utiliza un sistema de recogida diferente al del resto.

La producción de residuos sólidos urbanos es una variable que depende básicamente del tamaño de la población y de sus características socioeconómicas. Una variable necesaria para dimensionar el sitio de disposición final es la llamada Producción per cápita (PPC). Este parámetro asocia el tamaño de la población, la cantidad de residuos y el tiempo; siendo la unidad de expresión el kilogramo por habitante por día [kg (hab.día)^{-1}].

Es imprescindible el conocimiento de algunas de las propiedades de los residuos para prever y organizar los sistemas de manejo y tratamientos finales de recuperación o eliminación, y para decidir sistemas de segregación en el caso de los residuos que generen riesgos especiales para el medioambiente o que por su disposición final así lo requieran.

14.2.1 Propiedades físicas de los RSU

Entre las propiedades físicas de los residuos sólidos urbanos, se destacan la humedad, el peso específico y la granulometría.

- Humedad. Está presente en los residuos urbanos, y oscila alrededor del 40% en peso, con un margen que puede situarse entre el 25 y el 60%. La máxima aportación la proporcionan las fracciones orgánicas, y la mínima, los productos sintéticos. Esta característica debe tenerse en cuenta por su importancia en los procesos de compresión de residuos, producción de lixiviados, transporte, procesos de tratamientos biológicos, procesos de transformación, tratamientos de incineración y recuperación energética y los procesos de separación de residuos en plantas de reciclaje. En los residuos urbanos, la humedad tiende a homogeneizarse y unos productos ceden humedad a otros. Esta es una de las causas de la aceleración de la degradación de ciertos productos como el papel, que absorbe humedad de los residuos orgánicos y pierde características y valor en los procesos mecánicos de reciclaje sobre el reciclado en origen, que evita este contacto.

- Peso específico. La densidad de los residuos urbanos es una característica fundamental a considerar para dimensionar los recipientes de pre-recogida de desechos sólidos, tanto de los hogares como de la vía pública. Igualmente, es un factor básico que marca los volúmenes de los equipos de recogida y transporte, tolvas de recepción, cintas, capacidad de vertederos, etc. El peso específico experimenta grandes variaciones según el grado de compactación a que están sometidos los residuos. La reducción de volumen tiene lugar en todas las fases de la gestión de los residuos y se utiliza para optimizar las operaciones relacionadas con el manejo, tratamiento y disposición final de los residuos sólidos. El peso específico unitario de cada producto no indica que su mezcla tenga un valor global proporcional al de sus componentes. En el hogar, estos valores son habitualmente pequeños ($200 - 300 \text{ kg.m}^{-3}$) debido a los espacios inutilizados del recipiente de basura: cajas sin plegar, residuos de formas irregulares, etc. Estos residuos son compresibles, pudiendo disminuir su volumen entre $\frac{1}{2}$ y $\frac{1}{4}$ del valor original.

- Granulometría. El grado de segregación de los materiales y el tamaño físico de los componentes elementales de los residuos urbanos, constituyen un valor imprescindible para

el dimensionado de los procesos mecánicos de separación y, en concreto, para definir cribas y elementos similares que basan su separación exclusivamente en el tamaño. Estos valores también deben tomarse con cautela, ya que las operaciones de recogida afectan al tamaño por efecto de la compresión o de mecanismos trituradores. En cada caso concreto es preciso efectuar los análisis pertinentes para adecuar la realidad de cada circunstancia al objetivo propuesto.



Figura 14.1 . Recogida de RSU

14.3 Producción per cápita de RSU

La producción per cápita (PPC) es un parámetro que evoluciona en la medida que los elementos que la definen varían. En términos gruesos, la PPC difiere de una población a otra, de acuerdo principalmente a su grado de urbanización, su densidad poblacional y su nivel de consumo o nivel socioeconómico. Otros elementos, como los periodos estacionales y las actividades predominantes también afectan la PPC.

Es posible efectuar una estimación teórica de la PPC en función de las estadísticas de recolección y utilizando la ecuación:

$$P_{RS} = \frac{N_V \cdot N_J \cdot C_P \cdot D_N}{P} \quad \dots 14.1$$

donde

P_R : producción total de residuos ($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$)

N_V : número de camiones de transporte en operación

N_J : número de viajes por camión

C_P : capacidad estimada por camión (m^3)

D_N : densidad de los residuos en el camión (kg.m^3)

P: número de habitantes

En la tabla 14.1 se detallan diferentes tipos de residuos sólidos para ciudades de tamaño medio, y en la tabla 14.2 la humedad promedio de algunos componentes comunes entre los RSU.

Tabla 14.1. Fuentes y tipos de residuales sólidos.

Fuente	Instalación, actividad o localización donde se generan	Tipo de residuo sólido
RSU	Todos	Todos
Domestica	Viviendas aisladas, bloques de viviendas, unifamiliares y multifamiliares	Residuos de comida, papel, cartón, plásticos, textiles, cuero, residuos de jardín, madera, vidrio, aluminio y otros metales, cenizas, residuos especiales, residuos de jardín recogidos separadamente, residuos domésticos peligrosos
Comercial	Tiendas, mercados, restaurantes, oficinas, hoteles, imprentas, estaciones de servicios, talleres mecánicos, etc.	Papel, cartón, plásticos, madera, residuos de comida, vidrio, metales, residuos especiales, residuos peligrosos, etc.
Institucional	Escuelas, hospitales, edificios gubernamentales	Similares al comercial
Construcción y demolición.	Obras en construcción, obras de remodelación o ampliación, obras publicas, etc.	Tierra, escombros, madera, acero, hormigón, suciedad, etc.
Servicios municipales	Barrido de calles, jardinería, limpieza urbana	Residuos especiales, residuos de calle, recortes de árboles y plantas, etc.
Biomédicos	Hospitales, Sanatorios, veterinarias, etc.	Residuos patológicos, residuos biomédicos, etc.
Industrial	Construcción, fabricación ligera y pesada, fabricación de alimentos	Residuos de procesos industriales, materiales de chatarra, residuos no industriales similares a los comerciales

14.4 Residuos sólidos industriales (RSI)

Los RSI son todos aquellos residuos sólidos o semisólidos resultantes de algún proceso u operación industrial que no vayan a ser re-usados, recuperados o reciclados en el mismo establecimiento industrial en el que se generaron. Dada la variedad de productos químicos que se utilizan como insumos, los procesos industriales generan residuos de variados tipos. Algunos de éstos pueden tener sustancias peligrosas como componentes o restos de productos químicos con contenidos de metales pesados (mercurio, cromo, plomo etc).

Tabla 14.2. Humedad promedio de algunos componentes comunes entre los RSU.

Componentes	% de humedad	
	Sin mezclar	mezclados
Orgánicos	68	65
Papel y cartón	12	24
Plásticos	1	2
Madera	20	24
Textiles	12	19
Vidrio	2	3
Metales	2	2
Valores muy variables si existieran restos de líquidos en el interior de los recipientes		
Fuente: La Enciclopedia del medioambiente Urbano		

Los RSI pueden generarse fundamentalmente por las siguientes causas:

- Residuos finales de los procesos

Resultan de las operaciones que no emplean totalmente las materias primas (p.e. retazos de género y despuntes metálicos), o en aquellas operaciones en las que se generan residuos no utilizables en el proceso (p.e. escorias y cenizas). También se incluyen en este grupo los sólidos producidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales

- Productos rechazados

Son aquellos residuos sólidos que provienen de los procesos de control de calidad en los que un producto o materia prima puede ser rechazado cuando se encuentra fuera de especificación

- Embalajes

Los envases de materias primas e insumos rechazados una vez que han cumplido con su objetivo primario

- Fin de la vida útil del producto

Los productos tienen un cierto tiempo de vida útil limitada o fecha de vencimiento (p.e. piezas reemplazadas por mantenimiento o medicamentos)

14.4.1 Clasificación de los RSI

La clasificación de residuos tiene por objetivo ser un elemento de apoyo al sistema de gestión integral que se pretenda establecer con el objetivo de minimizar los riesgos asociados a su manejo, tratamiento y disposición final. Los residuos industriales pueden clasificarse en Categoría I y Categoría II a partir de los siguientes aspectos:

- peligros para la salud y el ambiente debido a las sustancias químicas que componen o contaminan los residuos sólidos
- características fisicoquímicas de los residuos sólidos considerando el peligro asociado en las operaciones de gestión

Residuos categoría I

Se clasifican dentro de esta categoría aquellos residuos sólidos que por su composición o características involucran un peligro alto o medio para el medio ambiente. Serán incluidos en esta categoría aquellos residuos que presenten una o más de las propiedades siguientes (los % son en peso):

- Inflamables
- Corrosivos
- Reactivos
- Contener una o más sustancias consideradas como carcinogénicas en una concentración total ≥ 0.1 %
- Contener una o más sustancias mutagénicas en una concentración total $\geq 0,1$ %
- Contener una o más sustancias clasificadas como muy tóxicas en una concentración total $\geq 0,1$ %
- Contener una o más sustancias clasificadas como tóxicas en una concentración total ≥ 3 %
- Contener una o más sustancias tóxicas para la reproducción en una concentración total $\geq 0,5$ %
- Contener una o más sustancias clasificadas como nocivas en una concentración total ≥ 25 %
- Contener una o más sustancias clasificadas como irritantes en una concentración total ≥ 10 %
- Ser un residuo con riesgo biológico por contener o ser posible de contener agentes patógenos y no convencionales (Ej. agentes de las encefalopatías espongiiformes) que pongan en riesgo la salud de la población o la sanidad animal o vegetal
- Poseer en su composición alguno de los contaminantes orgánicos persistentes (COPs), incluidos en la lista del Convenio de Estocolmo
- Ser tóxico de acuerdo al contenido de contaminantes presentes en lixiviados, resultante de la aplicación de un test de lixiviación

Quedarán también contemplados dentro de la Categoría I los residuos de envases o embalajes primarios- que no sean utilizados como tales, y que hayan contenido sustancias peligrosas o formulaciones de estas o envases o embalajes secundarios contaminados con dichos productos. Quedan también incluidos dentro de esta categoría los envases o embalajes primarios que no sean utilizados con el mismo fin y que hayan contenido residuos de la categoría I y todos los secundarios que hubieran sido contaminados con el material contenido. Quedarán exceptuados de esta inclusión aquellos envases o embalajes que hubiera sido sometidos a procesos adecuados para la limpieza o descontaminación

Residuos de categoría II

Se incluyen en esta categoría todos aquellos residuos que no presenten alguna de las características de la Categoría I

14.4.2 Características fisicoquímicas y biológicas de los residuos

Inflamable

Un residuo sólido será considerado inflamable si cumple las siguientes condiciones:

1. Si el residuo es un líquido con un punto de flasheo menor o igual a 60° C
2. Si no está en fase sólida se considerará inflamable si puede causar fuego por fricción, adsorción de humedad, o cambios químicos espontáneos y se quema vigorosamente cuando se prende que puede crear un peligro
3. Si es un gas compresible inflamable
4. Si tiene características de inflamable como oxidante

Corrosivo

1. Es una solución acuosa que tiene un $\text{pH} \leq 2$ o ≥ 12.5
2. Es un líquido que corroe el acero a una tasa mayor de $6.35 \text{ mm(año)}^{-1}$

Reactivo

1. Es normalmente inestable y produce cambios violentos sin que nada lo detone
2. Reacciona violentamente con agua o forma mezclas explosivas con ella
3. Genera gases tóxicos en una cantidad suficiente para representar un peligro para el ser humano o el ambiente cuando se mezcla con el agua
4. Es una sal de sulfuro o de cianuro que cuanto es expuesto a un pH entre 2 y 12.5 puede generar gases tóxicos
5. Es capaz de detonar o generar reacciones explosivas cuando se expone a una fuente de calor en confinamiento
6. Es capaz de detonar o generar reacciones explosivas a temperatura y presión ambiente
7. Es un explosivo bajo las definiciones de explosivos generales

Tóxico

Serán tóxicos aquellos residuos cuyo lixiviado resultante supere los valores de los parámetros de la tabla 14.3 establecidos como límites

Riesgo biológico

Serán considerados residuos con riesgo biológico aquellos que contengan o sean posibles de contener agentes patógenos que pongan en riesgo a la salud humana, animal o vegetal

Tabla 14.3. Concentraciones límites aceptables de componentes para no toxicidad

Parámetro	Concentración Límite mg.L ⁻¹
As	1
Ba	70
Cd	0.3
Cr total	5
Cr hexavalente	0.1
Cu	100
Hg	0.1
Mo	7
Ni	2
Pb	1
Sb	0.6
Se	1
Ag	5
Ecotoxicidad	EC50 % ≥ 100

14.5 Gestión Integral de Residuos Sólidos (GIRS)

La GIRS es el conjunto de actividades que conforman un proceso de acción para el manejo de residuos sólidos, con el objeto de proteger el ambiente y la calidad de vida de la población. La aplicación efectiva de una GIRS se realiza desde el diagnóstico de situación, la construcción y puesta en marcha de Plantas de Recuperación y/o Tratamiento.

Los residuos sólidos, como los líquidos y emisiones a la atmósfera, originan impactos sociales y económicos importantes asociados al bienestar, y salud pública, la protección del entorno así como a los costos para su tratamiento y disposición final. La manera de afrontar la problemática está muy vinculada con la estrategia de evitarlos y minimizarlos.

Por el efecto negativo que tienen los residuos sobre el medio ambiente, no se puede permitir que su acción se haga persistente. Es necesario la concepción, aplicación y control de un sistema integral de acciones ambientales que al menos teóricamente, contemple la

mayor cantidad de procesos posibles, desde el momento de la generación del residuo, hasta su disposición final más adecuada.

Esta estrategia general puede ser igualmente compleja para la gestión de RSI y los RSU, aunque en este último caso existe mayor conocimiento de sus características y los antecedentes y resultados en su aplicación son más divulgados.

El conocimiento de las tendencias de cambios futuros en la composición de los residuos sólidos es muy importante en términos de su planificación, hay que analizar las tendencias futuras cuidadosamente para la planificación a largo plazo. Otro punto importante es si las cantidades están cambiando realmente o solamente se mejoraron las mediciones y los sistemas de presentación de datos.

14.5.1 Etapas en Gestión la Integral de Residuos Sólidos

Existe un conjunto de pasos que deben estar contemplados en el momento de concebir un sistema de gestión integral de residuos sólidos. Algunos de ellos, como la cuantificación y caracterización, han de ser comparados siempre que se pueda, con otros similares reportados en la literatura.

Las etapas generales a concebir son:

- Identificación y cuantificación de los residuos
- Caracterización (descripción)
- Reducción en la fuente y re-utilización
- Reciclaje y valorización económica o energética
- Almacenamiento inicial, recolección y transporte
- Eliminación

Los sistemas de Gestión de Residuos Sólidos deben propugnar en primera instancia la reducción de la generación de residuos, la recuperación de los materiales reciclables y finalmente al tratamiento y eliminación de los residuos inevitables y no reciclables.

A modo de ejemplo se resume un estudio de Gestión de RSI de tenería, adaptado de un informe de Fichtner Assoc. (LKS.lksur) (Programa de Saneamiento de Montevideo y Área Metropolitana. Tercera etapa Subproyecto – b) (2005), asumiendo dos destinos hipotéticos y otro desconocido.

I. Identificación

	Tipo de piel	
	Producción cueros (año) ⁻¹	
	Curtiembre ovina	Curtiembre vacuna
Tenería A	326 315	55 060
Tenería B	928 200	1 089 600
Tenería C	384 576	229 478

II. Descripción de los Residuos de Curtiembres

Residuo sólido	Descripción
Residuos sin curtir y sin cromo	Recortes de cuero fresco o salado antes del pelambre, sal, carnazas, recortes en tripa, grasa, garra, colas y pelos, humedad 70%
Residuos curtidos	Resto de cuero curtido -virutas de cuero, recortes de cuero terminado – contienen cromo
Lodos del tratamiento de efluentes	Barros deshidratados con cromo y materia orgánica (pelo, grasa y restos de cuero), humedad 80%
Lodos con cromo	Lodo de procesos de precipitación de cromo – torta de cromo
Grasa y pelo	Grasa de trinchadora, pelo, puede contener sulfuro
Restos de pinturas y solventes	Restos y pinturas y solventes del proceso productivo
Grasa en percloro-etileno	Solvente proveniente del desengrase de los cueros ovinos
Residuos varios Comunes	Envases de productos químicos, recortes sin curtir Nylon, papel, cartón, latas

Índices de Generación de Residuos en Curtiembres

Residuo sólido (kg/cuero)	Ovinas		Vacunas	
			Proceso Completo	Proceso solo terminación
Residuos sin cromo	1,2		17,1	0,0
Residuos curtidos	0,3		3,4	0,0
Barros del tratamiento de efluentes		1,2		4,8
Torta de cromo			0,25	0,0
Grasa			5,0	0,0
Pelo			0,26	0,0
Comunes	0,01		0,1	0,1
TOTAL	5,0		34,0	3,0

La siguiente tabla muestra las cantidades y los destinos de los residuos producidos.

Cantidades de Residuos de Curtiembres por Destino Final

Residuo sólido	Comercialización	Destino 1	Destino 2	Destino no conocido	Total
	ton/año	ton/año	ton/año	ton/año	ton/año
Residuos sin cromo	18 413				18 413
Residuos curtidos		950		2 608	3 558
Lodos del tratamiento de efluentes		3 474		2 897	6 371
Lodo con cromo	270				270
Grasa		3 690		669	4 359
Pelo	255		454	1 122	1 831
Grasa en percloro-etileno		50		277	327
Reciclaje	156				156
TOTAL	19 094	8 164	454	7 573	35 285

III. Reducción en la fuente y reutilización

Las prácticas de minimización en una curtiembre normalmente surgen de la aplicación de tecnologías limpias y del uso de maquinarias que aumentan el rendimiento de los procesos. Algunas industrias han empezado a reorganizar su gestión de residuos en el marco de la certificación ISO 14 000 por programas de promoción del mismo pero más bien por la presión de los clientes que buscan productos elaborados con tecnologías de bajo impacto ambiental. Se busca “agotar” los baños pues de esta forma se minimiza el consumo de productos químicos y su contenido en los desagües. Además se aplican prácticas para reducir el uso de envases, eliminación de líquidos libres en los residuos, etc. que buscan reducir el peso de los residuos. En otros casos se han sustituidos productos químicos envasados por productos a granel.

IV. Reciclaje y valorización económica y energética

Los residuos sin cromo pueden ser comercializados en su totalidad para separar las grasas. Los residuos curtidos tienen distintos destinos de reciclaje. Aquí se debería mencionar el uso de los recortes de cuero para guantes y artesanía. En algunos casos se realiza el lavado de los residuos para eliminar su contenido de sulfuros y facilitar su disposición final. Es el caso de los residuos de grasa y pelo de la curtiembre, que previo lavado se envían a TRESOR para su tratamiento en la Planta de Compostaje. En las curtiembres de mayor producción los efluentes de curtido se canalizan hacia una planta recuperadora de cromo y el precipitado (barro o torta de cromo) se recupera en la firma American Chemicals fuera

de la industria. Se reciclan los materiales de envases como plásticos, cartón etc.

V. Almacenamiento, recolección y transporte

El almacenamiento se realiza, en la mayoría de los casos, en volquetas, pero residuos como las **tortas de cromo**, son almacenados en tarrinas, reutilizando aquellas que contenían químicos para el proceso. En general, los residuos se transportan en camiones con volquetas mientras que la torta de cromo se transporta en tarrinas dentro de camiones

VI. Eliminación

Se identifican 8.164 toneladas de residuos que son enviadas que ingresadas al destino 1. Estos residuos se disponen mayoritariamente en pista, exclusivamente por un problema operativo.

Actualmente se disponen con **destino no conocido** unas 7.573 toneladas, valor que representa el 20% del total. En algunos casos se han realizado prácticas de encalado de los residuos principalmente en caso de cueros crudos para eliminar su posibilidad de putrefacción y generación de olores y vectores.

El volumen de los residuos dispuestos sin destino conocido surge de las diferencias entre los volúmenes generados y los contabilizados en los destinos conocidos

14.6. Reciclaje de residuos sólidos

En la estrategia de gestión, la reducción de residuos, el reciclaje y recuperación de materiales están entre las opciones prioritarias de la gestión después de la reducción y el re-uso,. En términos de reciclaje y recuperación, lo ideal sería poder recuperar y reutilizar la mayor parte de los residuos sólidos. Con el papel, telas y cartón se hace nueva pasta de papel, lo que evita talar nuevos árboles. Con el vidrio se pueden fabricar nuevas botellas y envases sin necesidad de extraer más materias primas y, sobre todo, con mucho menor gasto de energía. Los plásticos se separan, porque algunos se pueden usar para fabricar nueva materia prima y otros para construir objetos diversos.

El reciclaje tiene como requisito la necesidad de separación selectiva de fracciones de los residuos, que son recuperados para ser introducidos nuevamente en el ciclo productivo y poderse reutilizar. La separación más efectiva es la que se realiza in situ. De este modo se logra un importante ahorro de materias primas y una mayor protección del medio ambiente. Es el procedimiento más completo y ambientalmente apropiado, pudiéndose separar y reutilizar en ocasiones hasta un 85% de los residuos, básicamente papel, plásticos, metales y sobre todo vidrio. En gran medida, el éxito del reciclado va a depender de una recogida selectiva de los residuos que llevaría implícita la concienciación de los ciudadanos. Una política de selección cada vez más generalizada en determinadas ciudades consiste en la utilización de buzones azules para el papel y el cartón, verdes para el vidrio, amarillos para el plástico y envases metálicos, existiendo también pequeños contenedores para pilas.

14.7 Tratamientos y disposición final de los residuos sólidos

Las propiedades físicas, químicas y biológicas de los residuos sólidos deben tenerse en cuenta para el desarrollo y el diseño de los sistemas de gestión y sus instalaciones de tratamiento.

Los residuos sólidos se someten a diferentes transformaciones para:

- Mejorar la eficacia de las operaciones y los sistemas de gestión de residuos
- Recuperar materiales reutilizables y reciclables
- Recuperar productos de conversión y energía

Las transformaciones físicas a diferencia de las químicas y biológicas no implican un cambio de fase o estado de agregación de las sustancias. Las principales transformaciones físicas que usualmente ocurren durante la operación de un sistema de gestión pueden resumirse en:

- Separación de componentes
- Reducción mecánica de volumen
- Reducción mecánica de tamaño

Las transformaciones químicas implican normalmente un cambio de fase como de sólido a líquido, sólido a gas, etc. Para reducir el volumen y/o recuperar productos los procesos utilizados son:

- combustión (oxidación química)
- pirolisis
- gasificación

estos procesos pueden ser considerados como procesos térmicos.

Los procesos relacionados con la transformación biológica de la parte orgánica de los residuos sólidos se utilizan para reducir el volumen y el peso del material, producir compost y desarrollar metano.

La separación manual en origen (lugar de generación) es la forma más efectiva de separar pequeñas cantidades de residuos como los especiales o peligrosos en los RSU. Para mejorar la eficacia de la operación de gestión y para reducir las necesidades de volumen se recurre a la compactación y el embalaje.

14.7.1 Vertederos

El procedimiento más usual, aunque no el mejor, de disponer los residuos sólidos suele ser depositarlos en vertederos. Aunque se usen buenos sistemas de reciclaje o la incineración, al final siempre quedan restos que son llevados a vertederos. Es esencial que los vertederos estén bien contruidos y utilizados para minimizar su impacto negativo. Uno de los mayores riesgos que se toma con el empleo de vertederos lo constituye la posibilidad de que contaminen las aguas subterráneas. Otro riesgo está en los malos olores y la concentración de gases explosivos producidos al fermentar los compuestos orgánicos

contenidos en los residuos. Para evitar esto se colocan dispositivos de recogida de gases que luego se queman para producir energía. También hay que tener presente cubrir adecuadamente el vertedero, especialmente cuando termina su utilización, para disminuir los impactos visuales.

14.7.2 Vertederos a cielo abierto

Los RSU vertidos en Vertederos a Cielo Abierto (VCA) producen acciones nocivas sobre el ambiente y la economía a saber:

▶ Contaminación de los recursos hídricos. Se manifiesta en las aguas superficiales en forma directa con la presencia de residuos sobre ellas. El lixiviado proveniente de los VCA incorpora a las aguas superficiales y a los acuíferos altas concentraciones de materia orgánica y sustancias tóxicas. Sus consecuencias pueden significar la pérdida del recurso para consumo humano o recreación, ocasionar daños a la fauna acuática y el deterioro del paisaje.

▶ Contaminación atmosférica. Se percibe con los olores molestos en las proximidades de los sitios de disposición final (sulfuro de hidrógeno (H_2S)), la generación de gases asociados a la biodegradación de la materia orgánica y a la quema (responsables del efecto invernadero: metano - CH_4 y dióxido de carbono - CO_2). Esta última, realizada al aire libre o sin equipos de control puede conducir a la generación de dioxinas, furanos y derivados organoclorados, (algunos carcinógenos: bencina y cloruro vinílico). La contaminación se acentúa por el mayor porcentaje de plásticos en la composición heterogénea de los residuos.

▶ Contaminación del suelo. La descarga y acumulación de residuos en VCA generan impactos estéticos, malos olores y polvos irritantes. El suelo subyacente se contamina con microorganismos patógenos, metales pesados, sustancias tóxicas e hidrocarburos clorados, presentes en el lixiviado. Se estima que las poblaciones generan/consumen aproximadamente 1 hectárea/año cada 25 000 habitantes de RSU para el emplazamiento de VCA.

▶ Impacto sobre la flora y fauna. Asociados a la remoción de espécimen de la flora y a la perturbación de la fauna nativa durante la fase de construcción. La existencia de vectores (animales que se alimentan con los residuos descartados) provocan la modificación del ecosistema de la zona aledaña.

▶ Costos sociales y económicos. Devaluación de propiedades, pérdida de turismo, aumento de sistemas no formales de gestión de residuos (buzos).

▶ Impacto sobre la salud pública por transmisión de enfermedades. Genera el incremento de costos de la salud pública por la proliferación de vectores.

Para dimensionar los volúmenes de residuos y las técnicas eficientes de gestión se utiliza el índice de generación de RSU. Este se establece como los kilogramos de residuos por habitante por día ($kg.hab^{-1}.d^{-1}$). Para Cuba este parámetro está estimado actualmente en aproximadamente $0,6 kg.hab^{-1}.d^{-1}$.



Figura 14.2 Basurero a cielo abierto

14.7.3 Rellenos sanitarios

Un relleno sanitario es una obra de ingeniería destinada a la disposición final de los residuos sólidos, los cuales se disponen en el suelo, en condiciones controladas que minimizan los efectos adversos sobre el medio ambiente y el riesgo para la salud de la población. La obra de ingeniería consiste en preparar un terreno, colocar los residuos extenderlos en capas delgadas, compactarlos para reducir su volumen y cubrirlos al final de cada día de trabajo con una capa de tierra de espesor adecuado.

El relleno sanitario es un sistema de tratamiento y, a la vez disposición final de residuos sólidos en donde se establecen condiciones para que la actividad microbiana sea de tipo anaeróbico (ausencia de oxígeno). Este tipo de método es el más recomendado para realizar la disposición final en países de clima cálido.

La definición más aceptada de relleno sanitario es la dada por la American Society of Civil Engineering (ASCE): Relleno sanitario es una técnica para la disposición de residuos sólidos en el suelo sin causar perjuicio al medio ambiente y sin causar molestias o peligro para la salud y seguridad pública, método este, que utiliza principios de ingeniería para confinar la basura en un área lo menor posible, reduciendo su volumen al mínimo practicable, para cubrir los residuos así depositados con una capa de tierra con la frecuencia necesaria, por lo menos al final de cada jornada.

La disposición de residuos sólidos en rellenos sanitarios es aplicable a pequeñas y grandes comunidades. Aunque normalmente se aplica a todo tipo de RSU debe acudirse a él solamente después de haber agotado la posibilidad del reciclaje o probado otras opciones como el compostaje o recuperación. Los rellenos sanitarios bien concebidos y

administrados evitan la proliferación de insectos y otros vectores y la contaminación del aire, el suelo y el agua.



Figura 13.3. Relleno sanitario

14.7.3.1 Cálculo del área requerida

El área necesaria para la construcción de un relleno sanitario depende de factores como:

- cantidad de desechos a disponer
- cantidad de material de cobertura
- densidad de compactación de los desechos sólidos profundidad o altura del relleno sanitario
- áreas adicionales para obras complementarias

Para el cálculo del área, se estima previamente la generación de RSU en $\text{kg}\cdot\text{día}^{-1}$ y se calcula la masa de residuos sólidos para un año ($\text{kg}\cdot\text{año}^{-1}$).

La vida útil de los rellenos sanitarios se establece entre 5 o 10 años, por lo que la producción anual desechos se multiplica por el número de años de vida útil del vertedero.

Teniendo en cuenta que la densidad promedio de los RSU compactados (normalmente 300 a $450 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$), puede determinarse el volumen de sólidos a disponer durante la vida útil del relleno sanitario,

$$V_S = M_S \cdot \rho_S \quad \dots 14.2$$

donde

V_S : volumen de sólido ($\text{m}^3\cdot\text{año}^{-1}$)

M_S : masa anual de sólido ($\text{kg}\cdot\text{año}^{-1}$)

ρ_S : densidad del sólido compactado ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)

El volumen a prever de relleno sanitario durante su vida útil (V_{RS}), es igual al volumen de sólido (V_S), afectado por un factor comprendido entre 1,2 y 2,0, que constituye un ajuste del volumen que toma en consideración el material de cubierta del relleno, y multiplicado por el número de años de vida útil del relleno.

$$V_{RS} = V_S \cdot MC \cdot n \quad \dots 14.3$$

V_{RS} : volumen de relleno sanitario durante la vida útil de la instalación ($m^3 \cdot \text{año}^{-1}$)

MC: factor por el material de cobertura

n: años de vida útil

a partir de la ecuación 14.3, y fijando la altura o profundidad media que se desea para el relleno, se calcula el área necesaria,

$$A_{RS} = \frac{V_{RS}}{H_{RS}} \quad \dots 14.4$$

donde

A_{RS} : área de relleno (m^2)

H_{RS} : altura o profundidad media del relleno sanitario (m)

El área total requerida (A_T) debe considerar el área para las vías de penetración, áreas de aislamiento, caseta para portería e instalaciones sanitarias, patio de maniobras, etc. Para esta área adicional normalmente se considera entre un 20 y 40% del área a rellenar. De acuerdo con esto, el área total requerida es,

$$A_T = F \cdot A_{RS} \quad \dots 14.5$$

F: factor de aumento del área adicional

En la tabla 14.4 se ofrece un estimado de área para relleno sanitario en función del número de habitantes y los años de vida útil.

Tabla 14.4. Promedio de área según la población y vida útil

Población habitantes	Vida útil en años			
	3	4	5	6
1 000	250 – 700	300 - 900	400 - 1100	500 – 1400
2 000	500 – 1400	600 – 1800	800 - 2200	900 – 2700
3 000	700 – 2000	900 - 2700	1100 - 1300	1400 – 4000
4 000	900 - 2700	1200 - 3600	1500 - 4400	1800 – 5300
5 000	1100 - 3300	1500 - 4400	1900 - 5500	2200 – 6600
Área en m^2				

14.7.3.2 Clasificación de los rellenos sanitarios

Una manera de clasificación de los rellenos sanitarios toma en consideración las clases de residuos depositados. Tabla 14.5.

Tabla 14.5. Clasificación de los rellenos sanitarios.

Clasificación de los rellenos sanitarios según las clases de residuos depositados	
Tradicional con residuos sólidos urbanos seleccionados	No acepta ningún tipo de residuo de origen industrial, ni tampoco lodos
Tradicional con residuos sólidos urbanos no seleccionados	Acepta además de los residuos típicos urbanos, residuos industriales no peligrosos y lodos previamente acondicionados
Para residuos triturados	Recibe exclusivamente residuos triturados, los que aumentan la vida útil del relleno y disminuyen el material de cobertura
De seguridad	Recibe residuos que por sus características deben ser confinados siguiendo estrictas medidas de seguridad
Para residuos específicos	Son rellenos que se construyen para recibir residuos específicos (cenizas, escorias, borras, etc.)
Para residuos de construcción	Son rellenos que se hacen con materiales inertes y que son residuos de la construcción de viviendas u obras industriales

14.8 Tratamiento de los lixiviados

14.8.1 Calidad de los lixiviados

La calidad de los lixiviados en un relleno sanitario varía en el tiempo, al igual que con el tipo de relleno sanitario que se tenga. En particular vale la pena mencionar las diferencias que se tienen en las calidades de los lixiviados entre aquellos de los países desarrollados con los de los países en vía de desarrollo. De manera resumida se puede decir que los lixiviados de los rellenos sanitarios de los países en desarrollo presentan concentraciones mucho mayores de DBO, N-NH₃, metales y sustancias en suspensión que aquellos de países desarrollados. Esto tiene importantes implicaciones para la operatividad y el rendimiento de los procesos de tratamiento, y debe tenerse cautela cuando se busque hacer la adaptación de las tecnologías a los casos locales.

Las diferencias que originan en los lixiviados de los rellenos sanitarios según el desarrollo del país, se deben fundamentalmente a los altos contenidos de materia orgánica fácilmente biodegradable, MOFBD, que se tiene en los residuos sólidos en los países en desarrollo. La MOFBD tiene un contenido de humedad alto, y como su nombre lo indica se degrada

rápidamente en el relleno sanitario, produciendo a su vez altas concentraciones de ácidos grasos volátiles y en general N-NH₃ mucho más altas que las que se reportan típicamente para lixiviados de países desarrollados producto de la fermentación inicial. A su vez, estos ácidos se diluyen fácilmente en el lixiviado del relleno sanitario, le bajan el pH y contribuyen a la solubilización de los metales que pueden estar presentes en los residuos dispuestos en el relleno. En la tabla 14.6 se brindan los resultados de la caracterización de lixiviados del relleno sanitario de una ciudad de desarrollo medio.

Tabla 14.6. Caracterización del lixiviado del Relleno Sanitario de una ciudad de desarrollo medio

PARÁMETRO (mg.L ⁻¹)	MEDIA	MÍNIMO	MÁXIMO
pH	8	7,4	8,7
DBO5	10 510	3 400	16 800
DQO	18 550	3 400	36 500
N-NKT	1 640	770	2 650
N-NH ₄	1 470	525	1 835
P-Ptot	17	6	51
AVT *	6 600	1 890	12 400
AT **	9 280	4 590	14 110
ST (g/L)	21,7	10,5	36,4
SVT (g/L)	9,4	5,4	22,0
Cr	2,6	1,3	5,0
Fe	41	19	111
Mn	10,24	0,72	27,00
Ca	408	34	785
Zn	3,8	1,5	10,1
Pb	0,51	0,35	2,70
Adaptado de Comparación de tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a lixiviado de relleno sanitario. Borzacconi, L. Facultad de Ingeniería, Universidad de la República Montevideo, Uruguay *(mgHAc.L ⁻¹) ** (mgCaCO ₃ ²⁻ .L ⁻¹)			

Los lixiviados de las áreas de los rellenos sanitarios que han sido recientemente rellenas producen un lixiviado altamente contaminante, denominado lixiviado joven. A partir de ese momento, las concentraciones de las sustancias en el lixiviado disminuyen continuamente con el transcurso del tiempo. Sin embargo, en ocasiones, como es el caso de los metales que experimentan reacciones de óxido-reducción, puede ocurrir que la concentración al inicio del proceso de lixiviación no sea la mayor. Teniendo en cuenta que un relleno

sanitario se opera por lustros o décadas, siempre va a haber una parte del relleno que aporta lixiviado joven, mientras que otras partes del relleno tienen lixiviado maduro, las que tienen unos años, y otras lixiviado viejo, las que tienen más de cinco años. En la tabla 14.7 se resume las principales características de los lixiviados jóvenes y viejos en un relleno sanitario.

Tabla 14.7. Comparación de características típicas de los lixiviados de rellenos sanitarios

CARACTERÍSTICA	LIXIVIADO JOVEN	LIXIVIADO VIEJO
DBO	Muy alto	Bajo
DQO	Muy alto	Alto
Amoniaco	Muy alto	Alto
Fósforo	Usualmente Deficiente (1)	Suficiente
pH	Muy bajo	Bajo
Detergentes	Muy Altos	Bajos
Sales disueltas	Muy Altas	Bajas (relativamente)
Agentes Incrustantes (Fe, Ca, Mg)	Muy Altos	Bajos
Metales Pesados	Muy Altos	Bajos

Como se puede observar por las características de la tabla 14.7 el tipo de problema del tratamiento que se enfrenta con un lixiviado joven y uno viejo es muy diferente. Para empezar, las concentraciones de todos los parámetros son mucho mayores en un lixiviado joven que en un lixiviado viejo. Por ejemplo, la relación DBO /DQO para un lixiviado joven es alta, indicando una buena biodegradabilidad, mientras que para un lixiviado viejo es baja indicando una pobre biodegradabilidad de la materia orgánica. Las concentraciones de sales disueltas, y metales pesados son mucho mayores en un lixiviado joven, generando problemas de toxicidad en el caso de que se quieran utilizar procesos biológicos para la remoción de la DBO. Por otra parte, las concentraciones de agentes incrustantes como el hierro, el calcio y el magnesio, generan grandes problemas prácticos pues taponan la mayoría de los conductos, tuberías, accesorios, válvulas, membranas, tanques etc. donde el lixiviado entra en contacto con el sistema de conducción y de tratamiento.

14.8.2 Cantidad de los lixiviados

La cantidad de los lixiviados en un relleno sanitario también es un punto importante a considerar en el momento de la selección de la tecnología para su tratamiento. La cantidad de los lixiviados es función de tres variables principales. El área rellena, la cantidad de infiltración que se permita, y el sistema de drenaje, impermeabilización. El área rellena afecta porque es a través de ella que se realiza la entrada y el contacto del agua de infiltración con la basura. Al aumentar el área rellena, aumenta paralelamente la cantidad de lixiviados.

Teniendo en cuenta que los rellenos son sistemas que duran lustros y décadas en su funcionamiento, igualmente se espera que la cantidad de lixiviados aumente. Este aumento es gradual y lento con los años.

Por otra parte la cantidad de infiltración que se permita al relleno depende de numerosas variables tales como: la operación que se le dé al relleno- como por ejemplo la desviación de aguas de escurrimiento debido a lluvias-, la cantidad de precipitación directa que se tenga en la zona, y la presencia de infiltraciones subterráneas. Usualmente las variaciones en la producción de lixiviados asociadas a las infiltraciones, son variaciones rápidas, asociadas a la lluvia por ejemplo, y que hacen oscilar notablemente la cantidad de lixiviados que se debe tratar. Por ultimo, los sistemas de drenaje e impermeabilización son importantes porque son los que permiten que los lixiviados no contaminen los suelos y las aguas subterráneas, y además que el lixiviado que se produce en realidad se recoja y se permita su tratamiento. De la misma manera, una vez se hace el cerramiento de las diferentes áreas de los rellenos, los caudales de infiltración disminuyen notablemente, generando una caída abrupta en la cantidad de lixiviado a tratar. Se tienen entonces dos dinámicas distintas que afectan la cantidad de los lixiviados a tratar, una lenta que afecta el caudal medio y una rápida que afecta los caudales diarios.

El diseño de una planta de tratamiento de los lixiviados está directamente condicionada al caudal y tipo de lixiviado generado. Teniendo en cuenta la alta carga orgánica que puede representar la disposición de los lixiviados, generalmente se prefiere someterlos a un proceso anaerobio, como pueden ser las lagunas anaerobios cuando se disponga de área para ello.

En aquellos lugares donde se ha dispuesto de tecnología, se han obtenido buenos resultados utilizando filtros anaerobios de flujo ascendente operando con cargas que van desde 3 hasta 20 kg DQO.m³.d⁻¹, con eficiencias de disminución de la DQO entre 68 y 97 % y tiempos de retención hidráulicos entre 1,5 y 2,6 días.

14.9 Criterios de admisión de residuos para la disposición final

El procedimiento de admisión de residuos se realiza en función de una caracterización básica de los mismos. Esta caracterización está constituida por toda aquella información que aporte conocimiento que contribuya a eliminar los residuos en forma segura. El generador del residuo será responsable de garantizar que la información de caracterización sea correcta.

Las entidades correspondientes de Salud Pública y Medioambiente deben ser los responsables de establecer, a través de instrucciones y normativas correspondientes, cual será la información necesaria que deberá contener la caracterización básica de los residuos así como los test y las técnicas a utilizar para la caracterización teniendo en cuenta su origen y composición.

14.10 Criterios para la admisión de residuos sólidos de origen industrial o agroindustrial en rellenos sanitarios

Estas condiciones deberán ser consideradas como las condiciones técnicas mínimas que generalmente se recomiendan aplicar para que un residuo sólido industrial o agroindustrial pueda ingresar a sitios de disposición final de residuos sólidos

urbanos (RSU).

Para que un residuo pueda ingresar a un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos se debe cumplir como mínimo con los siguientes requisitos:

Sobre la composición

- Ser residuos de la categoría II.
- No contener ninguna sustancia o compuesto que en las condiciones de operación del relleno altere el normal funcionamiento del mismo

Sobre el estado físico

- Los residuos deberán ser sólidos o semisólidos, con una humedad máxima de 80% en peso
- Ausencia de líquidos libres
- Los residuos a disponer no deberán alterar el funcionamiento normal del relleno sanitario, debiendo sus características físicas hacerlo compatible con las condiciones de operación del relleno sanitario
- Los residuos no deberán ser potencialmente generadores de olores que alteren la operación normal del relleno sanitario
- En el caso que el residuo sea un producto de consumo humano o animal deberá desnaturalizarse en forma previa a la disposición final

Volumen del residuo

- El volumen de residuos a disponer deberá ser tal que no altere significativamente la vida útil del relleno sanitario excepto en el caso que esta disposición haya sido considerada en su diseño. Como guía se aconseja que no sean dispuestos volúmenes de residuos industriales superiores al 10% en peso de la cantidad diaria de residuos urbanos recibidos en el sitio de disposición final. La autorización de volúmenes superiores quedará condicionada a un análisis previo sobre la capacidad de recepción del relleno sanitario
- En el caso de residuos que se proceda a disponer en forma esporádica, el volumen de los mismos no deberá ser superior al 10 % de la cantidad mensual de residuos sólidos urbanos recibidos por el sitio de disposición final

Hay un grupo de residuos incluidos en la categoría II que, cumpliendo los requisitos anteriores, pueden ser incorporados a los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos. Entre estos pueden citarse:

- Residuos generados en instalaciones industriales, comerciales y o de servicios que provengan de áreas administrativas y o servicios generales como áreas destinadas a la preparación, venta, o suministro de alimentos al personal, servicios de aseo, etc.
- Residuos de embalaje secundarios de cualquier producto siempre y cuando no presente contaminación del producto contenido y cumpla con las condiciones anteriores
- Residuos de embalaje primario de productos o sustancias destinadas a la alimentación de los seres humanos o animales

- Residuos provenientes de la industria alimentaria siempre y cuando no correspondan a residuos de productos químicos
- Residuos consistentes en bienes de consumo que no presenten ninguna de las condiciones que involucre que se clasifiquen en la categoría I

14.11 Rellenos industriales. Celdas de seguridad

Los rellenos de seguridad son espacios concebidos para disponer residuos sólidos industriales que hayan recibido previamente algún tipo de pre-tratamiento como la pérdida de humedad, y que sus características no hacen aconsejable otro tipo de disposición.

14.11.1 Criterios para la admisión de residuos en relleno industrial

- Los residuos que ingresen a disposición final en un relleno industrial de seguridad deberán dar cumplimiento a las siguientes condiciones:
- Ser sólidos o semisólidos con una humedad máxima de 80% en peso
- No acusar presencia de líquidos libres
- Cumplir con los límites establecidos en la tabla MN en sus lixiviados

14.11.2 Requerimientos mínimos de diseño de rellenos de seguridad

El relleno deberá ser diseñado de forma tal que se garantice que los impactos sobre la salud y el ambiente no sean significativos, y deberá incluir como mínimo los siguientes elementos:

- sistema de impermeabilización de base y taludes para evitar la percolación de contaminantes disueltos
- sistema de captación, conducción y tratamiento de lixiviados
- sistema de detección de pérdidas
- sistema de captación y conducción de gases
- elementos de control de ingreso de agua de lluvia por escurrimiento
- sistema de impermeabilización para la clausura

La percolación de los contaminantes depende de la permeabilidad del suelo y esta dada por el coeficiente K que para suelo granular como el de las arenas es de 10^{-1} a 10^{-3} $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ y en suelos arcillosos hasta de 10^{-8} $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ e incluso menores. El terreno ideal sería con un K de 10^{-7} $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ y que tenga un nivel freático de más de 3 metros.

Para la impermeabilización es usual emplear una doble barrera de protección. La barrera deberá estar compuesta por una capa de arcilla, dos geomembranas de material plástico, sistema de detección de pérdidas, sistema de drenaje y protección. El espesor de la capa de arcilla depende de su permeabilidad. Sin embargo, como criterio general, deberá ser mayor de 60 cm. La permeabilidad máxima aconsejable es de 1×10^{-7} $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$. La geomembrana será de material plástico de características adecuadas en cuanto a su composición, espesor y propiedades físicas para actuar como membrana impermeabilizante.

Para la captación y conducción de lixiviados se utilizará un sistema ubicado sobre la geomembrana superior compuesto por una capa de material drenante y una red de tuberías que conduzcan el lixiviado hacia un reservorio de captación. La sección de las tuberías se calculará teniendo en cuenta una altura máxima de lixiviado de 30 cm.

El relleno deberá contar con una serie de drenes verticales y horizontales, de material granular que permitan la captación y conducción del gas que se pueda formar en el relleno. En cada caso se deberá analizar la potencial generación de gases en cantidad y calidad. De ser necesario se diseñarán sistemas el tratamiento y liberación de forma que reduzcan al mínimo el daño o el deterioro del medio ambiente y el riesgo a la salud humana.

Una vez finalizada la vida útil del relleno deberá ser clausurado utilizando una cobertura impermeable. La misma estará compuesta por una capa de material arcilloso de 60 cm de espesor y conductividad hidráulica máxima de $1 \times 10^{-7} \text{ cm.s}^{-1}$. Sobre esta se colocará una geomembrana de material plástico, similar a la utilizada para la base. Sobre la geomembrana se colocará un sistema de drenaje de material granular o sintético, cubierto por geotextil y una capa suelo de 60 cm con cobertura vegetal.

La instalación deberá contar además con planes de contingencia y un programa de monitoreo ambiental.

14.12. Compost

El compostaje es un proceso biológico aeróbico, mediante el cual los microorganismos actúan sobre los compuestos orgánicos fácilmente biodegradables (restos de cosecha, excrementos de animales y residuos urbanos), permitiendo obtener un material estable y de excelentes condiciones para ser empleado como abono orgánico en la agricultura. Es considerado un proceso de reciclaje con una útil revalorización del residuo.

El compost o abono orgánico aplicado sobre el suelo, introduce mejoras en sus propiedades físicas. La materia orgánica aumenta la porosidad de la tierra e incrementa su capacidad de retención de agua. Se obtienen suelos más esponjosos y con mayor humedad. Mejora las propiedades químicas al aumentar el contenido en macronutrientes N, P, K, y micronutrientes del suelo e incrementa su actividad biológica.

14.12.1 Materiales empleados para producir el abono orgánico

- Restos de cosechas
- Las ramas de poda de los frutales
- Restos urbanos putrescibles
- Estiércol animal.
- Complementos minerales. Son necesarios para corregir las carencias de ciertas tierras. Destacan las rocas ricas en potasio, fósforo.
- Cenizas
- Arena, lodo o tierra.

- Levaduras y bacterias presentes en la leche o en el suero del proceso de producción de queso (*Bacilos Subtilis*).

14.12.2 Factores importantes en el proceso de compostaje

Temperatura. El cambio de los niveles de temperatura indica que el proceso de descomposición esta en curso. Se consideran apropiadas las temperaturas del intervalo 35 - 65 °C.

Humedad. En el proceso de compostaje es importante que la humedad alcance unos niveles óptimos del 40 - 60 %. Para materiales fibrosos o residuos forestales gruesos la humedad máxima permisible es del 75 - 85 % mientras que para material vegetal fresco, ésta oscila entre 50 - 60%. Un exceso de humedad puede propender la anaerobiosis del material, mientras que el defecto de humedad dificulta la viabilidad de los microorganismos que contribuyen al proceso.

pH. Influye en el proceso debido a su acción sobre microorganismos. En general los hongos toleran un margen de pH entre 5 - 8, mientras que las bacterias tienen menor capacidad de tolerancia (pH= 6 - 7,5).

Oxígeno. El compostaje es un proceso aeróbico, por lo que la presencia de oxígeno es esencial. La concentración de oxígeno dependerá del tipo de material, textura, humedad, frecuencia de volteo y de la presencia o ausencia de aireación forzada, debiendo mantenerse por arriba del 5 % en volumen del espacio libre..

Relación C:N equilibrada. Teóricamente una relación C:N de 25 - 35 es la adecuada, pero esta variará en función de las materias primas que conforman el compost. Una relación C:N elevada contribuye a disminuir la actividad biológica. Una relación C:N muy baja no afecta al proceso de compostaje, perdiendo el exceso de nitrógeno en forma de amoniaco.



Figura 14.4 Pila de compostaje



Figura 14.5. Producción de compost a pequeña escala



Figura 14.6. Necesidades y emisiones de en la producción de compost

14.12.3 Composteras

La compostera debe voltearse cada semana para mantener una buena aireación, debe regarse constantemente dependiendo del clima del lugar para mantener una humedad adecuada. El final del proceso sucede aproximadamente entre 4-6 semanas cuando el color del abono es oscuro y no debe poseer mal olor. Una vez el abono se encuentre listo debe procederse a aplicarse directamente al cultivo o también se puede hacer una mezcla con tierra

14.13 Tratamientos térmicos

Las técnicas de tratamiento térmico de residuos se dividen en dos grandes categorías: 1) aquellas en las que los residuos se queman en presencia de oxígeno, es decir, las técnicas de incineración; y 2) aquellas en las que se someten a altas temperaturas los residuos en ausencia de o con poco oxígeno, de modo que no hay combustión directa, es decir, la pirólisis.

14.13.1 Incineración

La incineración es uno de los procesos térmicos controlados que pueden aplicarse en el tratamiento de los residuos sólidos ricos en materia orgánica, para disminuir su volumen y aprovechar la energía que contienen. Los aspectos medioambientales relativos a este proceso que causan mayor preocupación son las emisiones atmosféricas, especialmente las dioxinas y furanos, adicionalmente a las escorias y cenizas formadas. La heterogeneidad de los materiales a tratar y los niveles de emisión impuestos por las normas legales han obligado a desarrollar o adaptar tecnologías específicas para este proceso.

La incineración puede contemplarse como una de los posibles elementos que configuran los sistemas de gestión integrada de los residuos sólidos, pero sólo compite con otros procesos térmicos o biológicos, una vez que están agotadas las posibilidades de reducción de la generación de residuos, y la recuperación de los materiales reciclables. Los aspectos socioeconómicos ponen de manifiesto que se requieren elevadas inversiones, grandes costos de operación y, por lo general enfrentar una fuerte oposición popular a la incineración.

No debe perderse de vista que la incineración no hace desaparecer los sólidos, sólo los reduce a cenizas y a emisiones atmosféricas, siendo ambas peligrosas. El principal efecto es la dispersión (dilución en una gran masa de aire) de los materiales, que estaban en fase sólida, en la atmósfera o su concentración en las cenizas, con la síntesis de nuevos productos tóxicos como las dioxinas entre otros.

Las emisiones procedentes de una incineradora deben cumplir los límites que fijan las normas legales por lo que es preciso dotar a la instalación de una tecnología capaz de destruir o retener los diferentes tipos de contaminantes. A medida que van disminuyendo los límites de las emisiones aumenta la complejidad del proceso de depuración. Para asegurar la destrucción de las moléculas orgánicas complejas, que pueden salir con los gases de combustión, se someten estos gases a un proceso adicional en el cual la temperatura es superior a 850°C durante un tiempo no inferior a 2 segundos y con un contenido de oxígeno superior al 6%.

14.13.2 La problemática de las dioxinas y furanos en la incineración

Las familias de compuestos de las dioxinas y los furanos no tienen ningún valor comercial, ni aplicación práctica, sin embargo se forman como subproductos indeseables en determinados procesos industriales y en los procesos de combustión.

Son sustancias sólidas, poco volátiles, muy poco solubles en agua (<0,12 ppb) y muy solubles en aceites, grasas y disolventes orgánicos. Son estables y se descomponen a temperaturas muy elevadas (por encima de los 700°C), por lo que son difícilmente destruidas durante los procesos de combustión. Son estables también desde el punto de vista químico y metabólico. En cambio son sensibles a la luz solar y en condiciones apropiadas experimentan reacciones fotoquímicas de degradación. Cuando se incorporan al suelo o a las corrientes hídricas son prácticamente inalterables, persistentes y bioacumulativas.

La contaminación del medio ambiente por estos productos supone un grave problema, por su estabilidad química, por ser contaminantes de alta persistencia y por su gran facilidad para introducirse y acumularse en los seres vivos, que a través de la extensión en las cadenas tróficas y bioacumulación llegarán al ser humano.

Estas sustancias son 70 000 veces más tóxica que el cianuro, y su ingestión puede provocar la muerte a una persona de 70 kg con una dosis de 70 ng (1 ng es la milmillonésima parte de 1 gramo). Su dosis letal LD50 depende de la especie animal (22-320 pg para la rata, 115-275 pg para el conejo y de 1150-5000 pg para el hamster, y de los primates <70 pg por kg de peso corporal), lo que provoca la muerte del 50% de los animales expuestos al contaminante. Es 100.000 veces más tóxica que el insecticida DDT. Los furanos actúan de forma similar a las dioxinas, y tienen el mismo potencial tóxico.

La dispersión global de las dioxinas se produce principalmente por transporte atmosférico, y en menor grado, por corrientes oceánicas. Debido a la poca solubilidad en agua y a su baja volatilidad las dioxinas son atraídas por partículas finas y son transportadas asociadas a ellas en suspensión en el aire, o en el agua, en lugar de hacerlo en estado gaseoso o disuelto. Por esta razón las dioxinas se encuentran a menudo en sedimentos, aguas residuales y cenizas.

14.13.3 Poder calórico generado en la incineración

A grandes rasgos, se puede estipular que el poder calórico de la totalidad de los residuos urbanos promedio se sitúa en torno a los 1 500 y 2 200 kcal.kg⁻¹.

A los efectos del aprovechamiento de la energía liberada en la incineración, debe distinguirse entre el poder calórico superior (PCS) y el poder calórico inferior (PCI). El PCS es el calor verdaderamente producido en la combustión, cuando toda el agua contenida en el residuo al inicio y al final está en estado líquido, y el PCI es el realmente aprovechable, cuando el agua se expulsa como vapor. Este último es el que mejor indica el valor energético aprovechable.

El poder calórico o capacidad calórica de un residuo puede ser determinado en un calorímetro. También puede ser estimado teóricamente si se conocen los constituyentes del residuo, el poder calórico de cada uno de ellos y el % en el que se encuentra en el residuo,

$$PCS = n_0 PC_0 + n_1 PC_1 + \dots + n_n PC_n \quad \dots 14.6$$

donde

PCS: poder calórico superior

n_i: % en peso de cada componente

PCI: poder calórico de cada componente n_i

El poder calórico inferior se calcula a partir del poder calórico superior, deduciéndose las 572 calorías por gramo que corresponden al cambio de fase del agua-vapor,

$$PCI \text{ (kcal.kg}^{-1}\text{)} = PCS - 572 \cdot W/100 \quad \dots 14.7$$

donde

W: % de humedad

En la tabla 14.8 se reporta, a modo de referencia, el poder calórico de algunos residuos.

Cuando se trata de seleccionar el proceso de incineración como un método de tratamiento con el objeto de reducir el volumen de los residuos y recuperar energía, debe atenderse al valor del poder calórico inferior:

- para incinerar residuos sólidos sin necesidad de emplear combustible auxiliar, el PCI debe ser igual o mayor a 1 000 kcal.kg⁻¹
- para recuperar energía, el PCI debe ser mayor a 1 500 kcal.kg⁻¹

Tabla 14.8. Poder calórico de algunos residuos sólidos

Constituyente	Poder calórico estimado kcal.kg ⁻¹
Papel y cartón	4 000
Madera y follaje	4 000
Restos de alimentos	4 000
Plástico, cuero, caucho	9 000
Metales	0
Vidrio	0

Si lo que se conoce del residuo es su composición en elementos (% de H, C, N, etc) también puede estimarse su poder calórico,

$$PCS \text{ (kcal. kg}^{-1}\text{)} = 80,48 C + 338 (H - 0,125 O) + 22,2 S + 5,55 N \quad \dots 14.8$$

En la tabla 14.9 se ofrece información sobre composición por elementos de distintos materiales.

Tabla 14.9. Composición elemental de diferentes materiales

Tipo de desecho	Porcentaje másico (en base seca)					
	C	H	O	N	S	Cenizas
Grasas	73,0	11,5	14,8	0,4	0,1	0,2
Residuos de alimentos	48,0	6,4	37,6	2,6	0,4	5,0
Cartón	43,0	5,9	44,8	0,3	0,2	5,0
Papel periódico	49,1	6,1	43,0	<0,1	0,2	1,5
Papel mezclado	43,4	5,8	44,3	0,3	0,2	6,0
Cartón encerado	59,2	9,3	30,1	0,1	0,1	1,2
Plásticos mezclados	60,0	7,2	22,8	-	-	10,0
Cloruro de polivinilo	45,2	5,6	1,6	0,1	0,1	2,0
Textiles	48,0	6,4	40,0	2,2	0,2	3,2
Goma	69,7	8,7	-	-	1,6	20,0
Cuero	60,0	8,0	11,6	10,0	0,4	10,0
Poda	46,0	6,0	38,0	3,4	0,3	6,3
Madera verde	50,1	6,4	42,3	0,1	0,1	1,0
Madera dura	49,6	6,1	43,2	0,1	<0,1	0,9
Virutas de madera	48,1	5,8	45,5	0,1	<0,1	0,4

14.14. Pirólisis

Cuando en una incineradora se reduce el nivel de oxígeno por debajo del óptimo para la combustión, se dice que la planta funciona “con aire controlado” o en “modo pirolítico”. La pirólisis se define como un proceso fisicoquímico mediante el cual el material orgánico de los residuos sólidos se descompone por la acción del calor, en una atmósfera deficiente de oxígeno y se transforma en una mezcla líquida de hidrocarburos, gases combustibles, residuos secos de carbón, y agua.

Sin embargo, en el caso de los residuos hospitalarios y materiales similares, una completa ausencia de oxígeno es inalcanzable. Como resultado, se producirá durante la pirólisis cierta oxidación y se formarán, por tanto, al igual que durante la incineración, dioxinas, furanos, y otros productos relacionados con una combustión incompleta.

La pirólisis se lleva a cabo habitualmente a temperaturas de entre 400 °C y 800 °C. A estas temperaturas los residuos se transforman en gases, líquidos y cenizas sólidas denominadas “coque” de pirólisis. Las proporciones relativas de los elementos producidos dependen de la composición de los residuos, de la temperatura y del tiempo que ésta se aplique. Una corta exposición a altas temperaturas recibe el nombre de pirólisis rápida, y maximiza el producto líquido. Si se aplican temperaturas más bajas durante períodos de tiempo más largos, predominarán las cenizas sólidas.

En la pirólisis se generan subproductos líquidos y sólidos que pueden contener altos niveles de contaminantes tóxicos. El grado de contaminación dependerá de la cantidad de residuos tratados, del tipo de técnica y de cómo se lleve a cabo. Tabla 14.10.

Tabla 14.10. Subproductos sólidos, líquidos y gaseosos obtenidos en la pirólisis de residuos sólidos

FRACCIÓN	COMPONENTE	FRACCIÓN	COMPONENTE
Líquida	Metanol Fenol Acetona Acetaldehído Acido fórmico Metilfurfural Etanol Aceites ligeros Otros	Gaseosa	Hidrógeno Nitrógeno Metano Etano Hidrocarburos C ₄ -C ₇ Amoníaco Oxígeno CO y CO ₂ Otros
Sólida	Carbón Sales Metales Cenizas		

El calor requerido para la pirólisis es generado por combustibles tradicionales (gas natural, petróleo, etc.), o mediante el uso de electricidad para crear plasmas de altas temperaturas. En los sistemas de plasma la fuente principal de calor es una antorcha o un arco de plasma que puede alcanzar temperaturas de entre 3.000 °C y 20.000 °C. Los plasmas se generan normalmente mediante un arco o descarga eléctrica de gran energía y, por tanto, requieren considerables cantidades de energía para funcionar.

BIBLIOGRAFÍA

1. Álvarez Contreras, A. (2006). Tratamiento Biológico del Lixiviado Generado en el Relleno Sanitario “El Guayabal” de la Ciudad San José de Cúcuta. Ingeniería & Desarrollo. No. 20. En:
http://ciruelo.uninorte.edu.co/pdf/ingenieria_desarrollo/20/tratamiento_biologia.pdf
2. Berent, M y R. Vedoya. Universidad Nacional del Nordeste, Argentina. Tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos un Ciudades Intermedias del NEA. Orígenes, Tipos y Composición de Residuos. En:
<http://arq.unne.edu.ar/publicaciones/comunicaciones06/ponencias/berent1.pdf>
3. Características Físicas de los Residuos Sólidos Urbanos. En:
<http://www.ambientum.com/enciclopedia/residuo/1.26.31.06r.html>
4. Disposición Correcta de la Basura: El Relleno Sanitario. (1997). Ministerio de Salud. Departamento Educación para la Salud. San José, Costa Rica. En:
<http://www.binasss.sa.cr/poblacion/rellenosanitario.htm>
5. Freeman. H.M. (1997). Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal (2nd Ed.)
6. Giraldo, E. (Universidad de Los Andes). Tratamiento de Lixiviados de Rellenos Sanitarios: Avances Recientes. En: <http://revistaing.uniandes.edu.co/pdf/Rv14-A8.pdf>
7. Ibáñez, J. R. y Corroppoli, M. D. Valorización de Residuos Sólidos Urbanos. En:
<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd48/valoriza-residuos.pdf>
8. ISWA, UNEP, Secretaría del Convenio de Basilea, (2002). Manual de Formación en Gestión de Residuos Peligrosos para Países en Vías de Desarrollo., Secretaría del Convenio de Basilea
9. La Grega, M, P. Duckinham, and P. Evans. (1994). Hazardous Waste Management. MacGraw-Hill, Inc.
10. La problemática Ecológica en Torno a la Incineración de Residuos Sólidos Urbanos. En: <http://curie.lacurie.org/materials/incineracion-problem-eco-res-urbans.pdf>
11. Manual de Diseño, Construcción y Operación de Rellenos Sanitarios. En:
<http://www.manualespdf.es/manual-residuos-sanitarios/>
12. PNUMA IE/PAC, PNUMA EETU, ISWA, (1998). Vertedero de residuos industriales peligrosos. Manual de formación. Informe técnicos N°17
13. Dougherty, Mark. Editor (1998). Composting for Municipalities. Planning and Design Considerations. (NRAES)
14. Tchobanoglous, G., H. Theisen, and V. Samuel (1993). Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues. Ed. Irwin McGraw Hill

Tratamiento de agua y gestión y tratamiento de residuos

RESIDUOS INDUSTRIALES

Son materiales inertes o asimilables a residuos urbanos y sustancias tóxicas, peligrosas o radiactivas, generados en la actividad industrial.

Los residuos industriales inertes y los asimilables a urbanos presentan características y tratamientos similares a los domésticos. Merecen especial atención los residuos industriales radiactivos, peligrosos.

Bibliografía.

- AESA. Aseo y Ecología de Misiones SA. Informes anuales. 2001/2003
- Berent, Mario R. Gestión Ambiental de Residuos Sólidos en Pequeñas Ciudades del NEA. Leandro N. Alem. Tesis de Postgrado. 2001. Mimeo 140p. UNNE.
- Berent, Mario R., Vedoya, Daniel E., Aproximación al Tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos en el NEA. Diagnostico Ambiental Inicial. CCT 2004. UNNE.
- Tchobanoglous, George. y otros. Gestión Integral de Residuos Sólidos. Madrid, McGRAW-HILL, 1994. 2T.
- The Jhonson Company, Inc. Estudio de Factibilidad de Tratamiento de Residuos Sólidos e Industriales. Provincia de Corrientes. 1996
 - Secretaria de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental. Plan Nacional de Valorización de Residuos. PNVR. 2000

Hazardous waste management. M. LaGrega, P. Duckinham, J. Evans. Mac Graw-Hill, Inc, 1994.

Manual de formación en gestión de residuos peligrosos para países en vías de desarrollo. ISWA, UNEP, Secretaría del Convenio de Basilea, 2002.

Standard handbook of hazardous waste treatment and disposal (2nd Ed.) - Harry M. Freeman - 1997.

Technical guidelines on hazardous waste. Physico - Chemical treatment, biological treatment. Basel Convention, 1999.

Vertedero de residuos industriales peligrosos. Manual de formación. Informe técnicos N°17, PNUMA IE/PAC, PNUMA EETU, ISWA, 1998.

COMPARACIÓN DE TRATAMIENTOS AEROBIOS Y ANAEROBIOS APLICADOS A LIXIVIADO DE RELLENO SANITARIO

Borzacconi Liliana, López Iván, Arcia Esteban, Cardelino Luis, Castagna Alvaro, Viñas María

Facultad de Ingeniería, Universidad de la República
J. Herrera y Reissig 565, Montevideo, Uruguay

Tratamiento de agua y gestión y tratamiento de residuos

e-mail: lilianab@fing.edu.uy

Keenan, P.J., Iza, J.M., Switzenbaum, M.S. (1991). Evaluation of a Hybrid Upflow Anaerobic Sludge Bed Filter Reactor Treating Municipal Solid Waste Landfill Leachate, *Department of Civil Engineering, University of Massachusetts, Technical Report, submitted to Connecticut Valley Sanitary Waste Disposal, Inc..*

CAPÍTULO 15 CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

PENDIENTE TRABAJAR EN LA EDICIÓN

1. Introducción
2. Contaminación atmosférica
3. Fuentes de contaminación atmosférica
4. Contaminantes atmosféricos
5. Efectos de la contaminación atmosférica
6. Calidad del aire y sistemas de vigilancia
7. Factores que influyen en la dispersión de los contaminantes
8. Modelos de dispersión
9. Estrategia y medidas para el control

1. Introducción

Sin una atmósfera como la que existe actualmente, no resultaría posible la vida sobre la tierra tal y como la conocemos. El aire es vital para los seres humanos, las plantas y los animales.

Si se analiza que una persona puede sobrevivir semanas sin ingerir alimentos, días sin tomar agua pero sólo minutos sin respirar, se confirma la importancia que tiene el aire para la vida.

La atmósfera

La atmósfera es la envoltura gaseosa de la tierra con un espesor aproximado de 200 km es el principal mecanismo de defensa de las distintas formas de vida presentes en la Tierra.

La atmósfera ha requerido más de 3 mil millones de años para alcanzar la estructura y composición actual que la hacen apta para la respiración de los seres vivos que la habitan.

Tabla 1. Composición del aire limpio y seco a nivel del mar.

Compuesto	% en volumen
Nitrógeno	78,10
Oxígeno	20,94
Argón	0,90
Dióxido de carbono	0,03
Otros gases	0,003

El resto de los gases componentes se encuentran en proporciones infinitesimales y son en orden de concentración decreciente: Neón, Helio, Metano, Criptón, Hidrógeno, Oxido Nitroso, Monóxido de Carbono, Xenón, Ozono, Amoníaco, Dióxido de Nitrógeno, Oxido Nítrico, Dióxido de Azufre y Sulfuro de Hidrógeno.

El aire contiene también vapor de agua que al ser considerado en la composición disminuye los por cientos de los restantes componentes. El contenido de vapor de agua en el aire es muy variable dependiendo de la temperatura y la cercanía de fuentes de

evaporación y su concentración media puede variar entre 1 y 4%. La presencia de vapor de agua en la atmósfera es causa de fenómenos naturales tales como lluvia, granizo, nieve, rocío y formación de nubes.

Por otra parte el vapor de agua, junto a otras sustancias tales como el dióxido de carbono, el metano, el óxido nitroso, el ozono y los clorofluorocarbonos (CFC), conocidos como gases con efecto invernadero, son capaces de retener el calor generado en y cerca de la superficie terrestre, evitando la disipación de las radiaciones infrarrojas hacia el espacio exterior.

A medida que nos movemos hacia arriba a través de la atmósfera, encontramos que la composición de ésta y sus características físicas cambian con la altura.

Capas de la atmosfera

Existen diferentes criterios para subdividir la atmósfera en diferentes capas o regiones atendiendo a la variación de la temperatura, la composición química o las propiedades magnéticas y eléctricas.

Atendiendo a la variación de la temperatura con la altura se han establecido las siguientes capas:

Troposfera	0-12 km	(en el trópico el espesor está entre 13 y 18 km)
Estratosfera	12-50 km	
Mesosfera	50-80 km	
Ionosfera	80-200 km	

Troposfera: Es la capa más próxima a la superficie de la tierra, en ella nos movemos, respiramos y se producen los fenómenos meteorológicos que determinan el clima terrestre (vientos, lluvia, nubes y nieve). Es la zona más afectada por las emisiones, fundamentalmente en los primeros dos kilómetros.

Presenta tres características que la distinguen de las restantes capas:

- Es la más sometida a perturbaciones
- La alta agitación existente asegura una constancia relativa en la composición química de la masa gaseosa y de su espesor
- La temperatura desciende regularmente con la altura a razón de 6,5 °C por cada km como promedio.

Estratosfera: Es tres veces más gruesa que la troposfera y se extiende hasta una altura de 50 km como promedio.

En esta zona las corrientes son esencialmente horizontales (disposición en estratos) y la temperatura permanece constante en dirección vertical por encima de una estación meteorológica dada, en el transcurso de la misma estación climática. Durante el invierno la estratosfera se enfría mucho en el polo (noche completa) y la temperatura va en disminución del ecuador al polo. Estas variaciones térmicas producen cambios en la dirección de los vientos (vientos del oeste en invierno y del este en el verano).

En la estratosfera se forma la mayor parte del ozono atmosférico, registrándose una fuerte concentración hacia los 25 km. Allí se encuentra prácticamente todo el ozono atmosférico (ozonósfera).

Una de las funciones más importantes que tiene la atmósfera es proteger a los seres vivos de los efectos de las radiaciones solares ultravioletas. La Tierra recibe todo un amplio espectro de las radiaciones procedentes del sol, que terminarían con toda forma de vida sobre la superficie terrestre de no ser por la capa de ozono que actúa como un filtro absorbiendo gran parte de las radiaciones ultravioletas procedentes del Sol.

Mesosfera: Se extiende aproximadamente desde el kilómetro 50 hasta el 80. Se caracteriza por un aumento inicial de la temperatura hasta un máximo de 0°C , más arriba la temperatura disminuye hasta -80°C .

La concentración de ozono en la mesosfera decrece rápidamente con la altura, lo que hace que la temperatura disminuya también debido a que se reduce mucho la absorción de la radiación solar.

Ionosfera: Es la capa de la atmósfera más alejada de la Tierra. En ella la temperatura crece constantemente alcanzando hasta 1500°C .

En la ionosfera la presión atmosférica es muy reducida. Los rayos ultravioletas desempeñan un papel fundamental en la disociación de las moléculas de oxígeno y nitrógeno, la absorción de estos rayos produce las altas temperaturas que se alcanzan en esta capa.

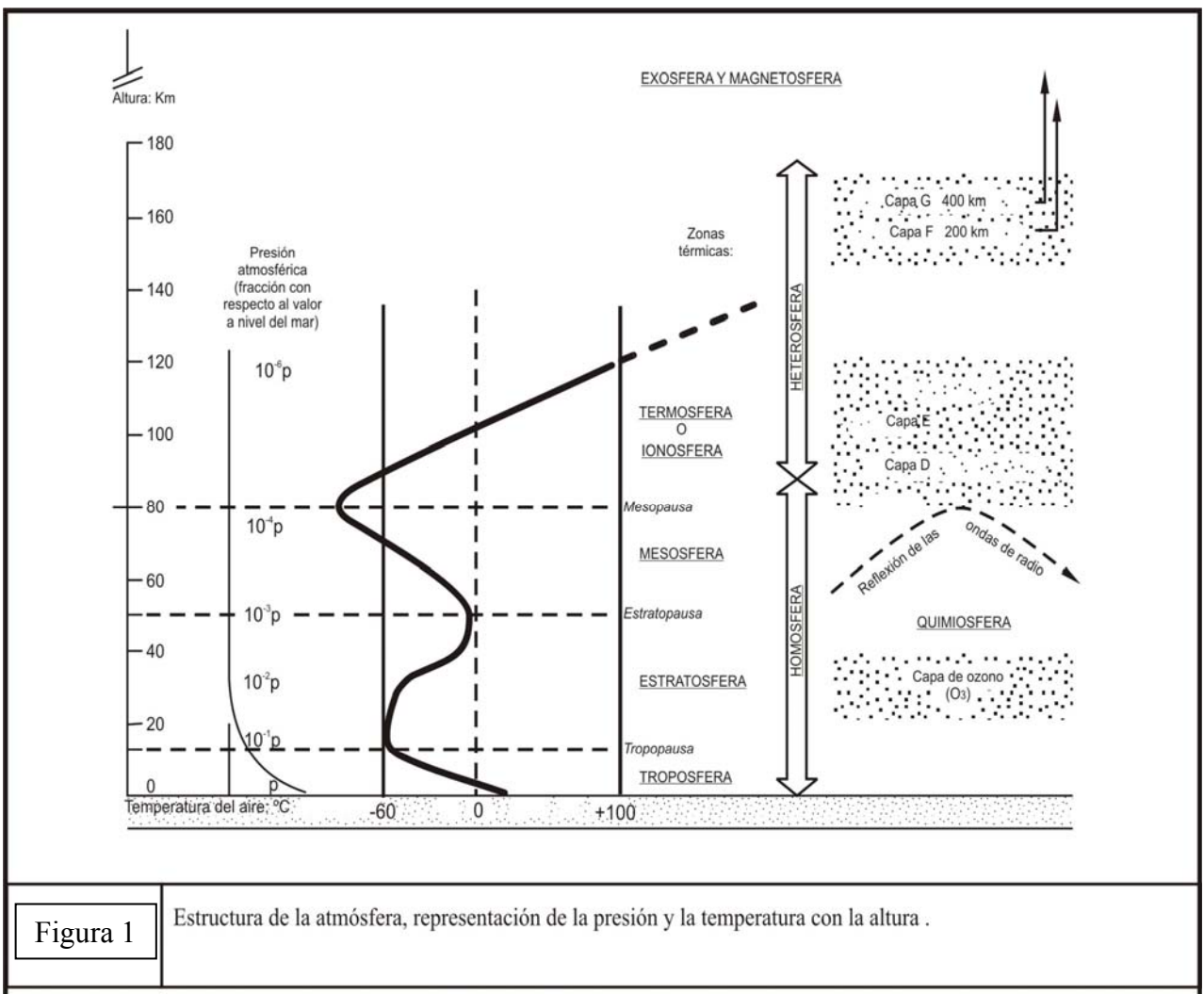


Figura 1

Estructura de la atmósfera, representación de la presión y la temperatura con la altura.

Atendiendo a la composición química la atmósfera se subdivide en dos capas:

Homosfera: Ocupa los primeros 100 km por encima de la superficie y sus componentes principales son el oxígeno y el nitrógeno, que permanecen en proporción constante.

Heterosfera: Es la capa que sigue a la homosfera, se caracteriza por el predominio de gases ligeros como el nitrógeno, hidrógeno y el helio.

Más allá de los 1000 km aparece la **Exosfera**, donde las moléculas más ligeras escapan a la gravedad, perdiéndose en el espacio interplanetario.

2. Contaminación atmosférica

Existen varias definiciones de contaminación atmosférica, una de las más completas es la siguiente:

La contaminación atmosférica es la introducción en la atmósfera, directa o indirectamente, de sustancias o formas de energía que tengan una acción nociva de tal naturaleza que ponga en peligro la salud del hombre, que cause daños a los recursos biológicos y a los ecosistemas, que deteriore los bienes materiales y que dañe o perjudique las actividades recreativas y otras utilidades legítimas del medio ambiente.

Los contaminantes atmosféricos son partículas sólidas o líquidas, vapores y gases, contenidos en la atmósfera que no forman parte de la composición normal de aire o están presentes en cantidades tales que afectan al bienestar, salud y confort de las personas y al uso y disfrute de sus bienes.

3. Fuentes de contaminación atmosférica

Todas las actividades del hombre, el metabolismo de la materia viva y los fenómenos naturales que se producen en la superficie o en el interior de la tierra van acompañados de emisiones de gases, vapores, polvos y aerosoles. Estos, al difundirse en la atmósfera, se integran en los diferentes ciclos biogeoquímicos que se desarrollan en nuestro planeta.

Las fuentes de contaminación del aire se clasifican en: naturales y antropogénicas (producidas por la actividad humana).

Entre las **fuentes naturales** se encuentran: las emisiones volcánicas, incendios forestales, aerosol marino, descomposición de la materia orgánica en pantanos y suelos, polvos originados por la acción del viento y el polen.

Entre las fuentes antropogénicas principales se encuentran: procesos de combustión, emisiones de vehículos automotores, extracción de combustibles, minería, industria de materiales de construcción, procesos químicos y centrales termonucleares.

Tabla 2. Contaminantes principales producidos en algunas fuentes comunes.

Contaminante	Fuente
Óxidos de azufre	Combustión de carbón y petróleo en calderas y vehículos. Explotación de minerales de azufre y producción de sulfúrico.
Sulfuros y mercaptanos	Refinarias, procesos industriales. Putrefacción de aguas y residuos sólidos. Fabricación de pulpa de papel.
Monóxido de carbono	Combustiones incompletas en motores, termoeléctricas, calderas y acerías.
Componentes orgánicos volátiles	Combustiones, motores de gasolina, evaporación de solventes, refinarias y zonas de extracción de petróleo...

Óxidos de nitrógeno	Combustiones a altas temperaturas en termoeléctricas, motores. Fabricas de explosivos. Fabricas de abonos.
Ozono	Reacciones fotoquímicas entre COVs y óxidos de nitrógeno.
Polvos	Minería. Agricultura. Producción de cemento y otros materiales de construcción.

Las fuentes también se clasifican en móviles o fijas de acuerdo a que estén o no en movimiento.

De acuerdo a su geometría de clasifican como puntuales, lineales, de área y volumétricas.

4. Contaminantes atmosféricos

Los contaminantes se clasifican como **primarios y secundarios**.

CONTAMINANTES PRIMARIOS

Son aquellas sustancias que son vertidas directamente a la atmósfera por la fuente. Su naturaleza física y su composición química son muy variadas. Existen cinco contaminantes primarios que provocan cerca del 90% de los problemas de contaminación atmosférica, estos son:

MONÓXIDO DE CARBONO (CO)
ÓXIDOS DE NITROGENO (NO_x)
ÓXIDOS DE AZUFRE (SO_x)
PARTÍCULAS
COMPONENTES ORGÁNICOS VOLÁTILES (COVs)

Otros contaminantes primarios son:

- Halógenos y sus derivados.
- Compuestos de azufre en general.
- Partículas de metales tales como plomo, mercurio, cobre y zinc
- Partículas de amianto y asbesto
- Aerosoles biológicos
- Sustancias radioactivas

Algunas características de los contaminantes primarios fundamentales.

Monóxido de Carbono

El monóxido de carbono es un gas inodoro e incoloro que se desprende durante la combustión incompleta de la madera, gasolina, carbón y otros combustibles fósiles. Los vehículos automotores emiten a la atmósfera más de las dos terceras partes del monóxido de carbono producto de la actividad humana. Altos niveles de concentración de monóxido de carbono están presentes en el aire de las grandes ciudades debido a la gran circulación de vehículos. Los altos edificios atrapan los gases y evitan que estos se dispersen en la atmósfera.

El monóxido de carbono disminuye la cantidad de oxígeno que entra a la sangre a través de los pulmones, lo que puede disminuir nuestros reflejos y provocarnos aturdimiento y somnolencia. En grandes dosis puede llegar a provocar la inconsciencia y la muerte.

Óxidos de Nitrógeno

Estos gases son producidos cuando los combustibles son quemados en vehículos, plantas de potencia e industrias. Se producen en la naturaleza durante los incendios forestales, los relámpagos y la descomposición de las plantas. Estos gases también contribuyen a producir el ozono al nivel de la superficie terrestre (ozono troposférico). Los óxidos de nitrógeno también provocan la susceptibilidad de los niños a las infecciones respiratorias durante el invierno.

Óxidos de Azufre

Los combustibles fósiles como el carbón y el petróleo contienen azufre. Cuando estos se queman, el azufre forma óxidos de azufre, generalmente dióxido de azufre. Una gran cantidad de dióxido de azufre es emitida por las termoeléctricas que emplean carbón o petróleos con altos contenidos de azufre como combustible. También se emiten en las refinerías de petróleo, las fundiciones y las acerías. Los volcanes son una fuente natural de dióxido de azufre.

El dióxido de azufre puede causar estrechamientos en los conductos de aire de los pulmones, empeorando la situación de personas con afecciones respiratorias particularmente en el caso de niños o ancianos.

Partículas

Existen muchos tipos de partículas en el aire, en su mayoría producidas naturalmente como es el caso del polen y las esporas de las plantas, la arena arrastrada por el viento, pequeñísimas partículas de roca y tierra de los volcanes, aerosol marino y hollín de los incendios forestales.

La actividad humana también emite partículas al aire, éstas incluyen el hollín de las chimeneas, el polvo levantado por los vehículos al transitar por terraplenes y vías sucias y polvo de los equipos de construcción, minado, pilas de almacenamiento de carbón y cenizas.

El hollín se forma especialmente en las combustiones incompletas y con los combustibles Diesel, está formado por partículas de carbón y sobre ellas se fijan compuestos, como el benzopireno que puede ser cancerígeno. Se observa hollín en los escapes de vehículos automotores que contaminan el aire con nubes negras.

Las partículas que son menores que las que podemos ver (normalmente menores de 10 micras) pueden atascarse profundamente en nuestros pulmones, dificultan la respiración y pueden también causar daño permanente y transportar otras sustancias dañinas dentro de los pulmones. Partículas mayores pueden molestar nuestros ojos, nariz y garganta. Ellas no son tan peligrosas como las pequeñas partículas, pero las notamos más. Además hay muchas otras partículas sólidas en el aire, polvillos que se deben a la tierra, desgaste de neumáticos, fibrillas textiles, pelitos, plumas, maderas, escamas de piel, polen, esporas, bacterias y otros. Muchos de ellos producen alergias en las personas sensibles.

Componentes Orgánicos Volátiles (COVs)

Existen muchos componentes orgánicos en la naturaleza. Pero, también se producen debido a la actividad humana, estos se producen durante la combustión en vehículos, calderas e industrias. Sustancias químicas se mezclan con el carbón sobrante del

combustible y el oxígeno del aire para formar los **COVs**. Proviene también de solventes, pinturas, gomas y productos químicos. Estos también escapan de industrias que producen sustancias químicas. Algunos de estos gases pueden ser tóxicos y provocar cáncer. Además pueden producir daños a las plantas.

CONTAMINANTES SECUNDARIOS

Los contaminantes secundarios se producen como consecuencia de las reacciones químicas y fotoquímicas que sufren los contaminantes primarios en el seno de la atmósfera.

Entre los contaminantes secundarios se encuentran:

- el ozono
- el nitrato de peroxiacilo (PAN)
- dioxinas y furanos
- mezclas de estos y otros compuestos oxidantes.

➤ Características del Ozono.

El ozono (O₃) se encuentra en dos capas de la atmósfera, en la troposfera y en la estratosfera. Cuando los combustibles son quemados, estos desprenden óxidos de nitrógeno y cierta cantidad de hidrocarburos no quemados. Estos gases reaccionan entre sí para producir ozono, especialmente durante las temporadas de altas temperaturas, con altas radiaciones solares. En la troposfera el ozono puede provocar dificultades respiratorias en los niños, ancianos y las personas con enfermedades pulmonares. Produce a nuestros ojos escozor, irritación y lagrimeo. El ozono disminuye nuestra resistencia a los resfriados y a la neumonía. Puede considerarse el contaminante que más daña a las plantas. También debilita algunos materiales como la goma. En la estratosfera el ozono es útil y veremos más adelante el papel que juega.

FORMAS DE EXPRESAR LA CONCENTRACIÓN DE LOS CONTAMINANTES

La concentración de los contaminantes normalmente se expresa en alguna de las siguientes formas:

- Masa de contaminante / volumen de aire: mg/m^3 $\mu\text{g/m}^3$ ng/m^3
- Volumen de contaminante / volumen (aire + contaminante) : ppm ppb

$$1 \text{ ppm} = 1 \text{ volumen de contaminante} / 10^6 \text{ volumen (aire + contaminante)}$$

$$1 \text{ ppb} = 1 \text{ volumen de contaminante} / 10^9 \text{ volumen (aire + contaminante)}$$

ppb = partes por billón americano (mil millones)

para transformar de (masa / volumen) a (volumen / volumen)

masa de cont. / volumen de aire = (PM cont.) (P/ RT). (V cont. / V aire)

donde:

PM cont.: peso molecular del contaminante

P: presión total

R: constante de los gases

T: temperatura absoluta

Para presión de 1 atm y temperatura de 25 °C, sustituyendo R= 0,08208 atm m³/kmol K en la ley de los gases ideales, se tiene que:

masa de contaminante / volumen de aire = (PM cont. / 24,5) . (V cont / Vol.total)

La transformación de ppm a $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 0°C (273 K) y 1 atmosfera es

$$C(\mu\text{g}/\text{m}^3) = \frac{\text{ppm} \times \text{peso molecular}}{22,41} \times 10^3 \quad (1)$$

A 25 °C y 1 atmosfera

$$C(\mu\text{g}/\text{m}^3) = \frac{\text{ppm} \times \text{peso molecular}}{24,5} \times 10^3 \quad (2)$$

Ejemplo 1

El gas de salida de un automóvil contiene 1.5 % de monóxido de carbono. ¿Cuál es la

concentración de monóxido de carbono en miligramos por metro cubico a 25 °C y 1

atmosfera de presión?

Cuál es la concentración en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el gas de salida si la temperatura es 200 °C y la

presión de 1 ,1 atmosfera?

La conversión de por ciento en volumen a partes por millón se realiza partiendo de que 1 % en volumen = 1 % en moles 10^4 ppm

De aquí que 1.5 % en volumen equivale a 15000 ppm de CO y el peso molecular de CO es 28 g/ mol.

La concentración de CO a 25°C y 1 atmosfera es a partir de la Ec. (2)

$$C(\mu\text{g}/\text{m}^3) = \frac{15000 (28.0)}{24.5} \times 10^3 = 17,1 \times 10^6$$

Como 1 mg equivale a $10^3 \mu\text{g}$. $C(\text{mg}/\text{m}^3) = 17.1 \times 10^3$

Para calcular la concentración en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 200 °C y la presión 1,1 atmosfera

La constante de 22,41 en el denominador de la ecuación (1) se transforma de acuerdo a la ecuación de los gases de la siguiente forma

$$22,41 \left(\frac{T}{T_{\text{std}}} \right) \left(\frac{P_{\text{std}}}{P} \right) = 22,41 \left(\frac{473 \text{ K}}{273 \text{ K}} \right) \left(\frac{1 \text{ atm}}{1.1 \text{ atm}} \right) = 35,3$$

$$C(\mu\text{g}/\text{m}^3) = \frac{15000 (28.0)}{35.3} \times 10^3 = 17.1 \times 10^6 = 11.9 \times 10^6$$

= 11.9 g/m^3 a 200 °C y la presión 1,1 atmosfera

Ejemplo 2

La concentración diaria promedio de dióxido de azufre medida en un lugar determinado

es de 415 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 25°C y 1 atmosfera de presión. ¿Cuál es la concentración en partes

por millón (ppm)?

El peso molecular del dióxido de azufre es de 64 g/mole.

A partir de la ecuación (2)

$$415 \mu\text{g}/\text{m}^3 = \frac{(\text{ppm}) (64.0)}{24.5} \times 10^3$$

Despejando la concentración en ppm

$$\text{ppm} = \frac{(415) (24.5)}{64.0 \times 10^3} = 0.159$$

Ejemplo 3

En una estación de monitoreo urbano la concentración de ozono medida es 118 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

a 25°C y 1 atmosfera de presión. Determine la concentración en ppm.

El peso molecular del ozono es 48,0 g/mole

Despejando la concentración en ppm de la ecuación (2) y sustituyendo valores

$$ppm = \frac{118 (24.5)}{48 \times 10^3} = 0.060$$

5. EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

Lluvias ácidas.

Debido a la presencia del CO₂, el pH de la lluvia en un medio natural en ausencia de contaminantes es 5,65.

La lluvia se considera ácida cuando el pH es menor que 5,6 y se producen debido a la presencia de ácido sulfúrico o nítrico en ella. Este fenómeno surge cuando los óxidos de azufre y nitrógeno se disuelven en pequeñas gotas de agua presentes en la atmósfera y forman ácido sulfúrico y nítrico, estos caen sobre la tierra disueltos en la lluvia o la nieve. No obstante, cuando el aire contiene SO_x y NO_x en presencia de humedad, se forman los ácidos HNO₃ y H₂SO₄ responsable del fenómeno conocido como lluvia ácida. En ese caso el pH llega a valores más bajos. Si hay predominio del ácido nítrico sobre el ácido sulfúrico, es indicativo de que las fuentes móviles contribuyen en mayor grado que las fijas a este tipo de fenómenos.

Los NO_x y SO_x pueden viajar durante cientos de kilómetros arrastrados por corrientes de aire en niveles próximos al suelo (inferiores a 2 Km), llegando a provocar lluvias ácidas en zonas muy alejadas del lugar donde se originaron los gases.

Las lluvias ácidas producen:

- Acidificación de las fuentes naturales del agua, afectando a la fauna acuícola y al plancton contribuye a la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas ya que disuelve minerales del suelo que se incorporan al agua.
- Lixiviación de los nutrientes del suelo afectando cosechas y bosques. Las raíces de los árboles y las plantas se ven afectadas por las lluvias ácidas, disminuyendo la resistencia de éstas a las enfermedades.
- Aumento de la corrosión de los materiales afectando edificios y monumentos.
- La lluvia ácida puede dañar nuestra salud, ella afecta los pulmones de recién nacidos, niños y adultos.

El dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno se emiten en un lugar y viajan muchos kilómetros antes de caer a la tierra como lluvia ácida. En el oeste de Virginia, en los estados Unidos de Norteamérica se han registrado lluvias ácidas con valores de pH tan bajos como 1,5.

Parte de la lluvia ácida se produce debido a emisiones naturales, pero la actividad humana incrementa el problema.

Estos daños incrementan los gastos para preservar la salud, potabilizar las aguas y elevan los costos de producción de alimentos y artículos de consumo en general.

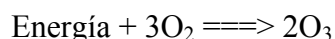
Estudios realizados en Cuba han confirmado una tendencia al incremento en la acidificación de las lluvias y la frecuencia de las lluvias ácidas en el país, aproximadamente el 25% de las precipitaciones registradas en el país tienen valores de acidez entre ligero, mediano y alto.

La acidez de la lluvia en algunas zonas del país proviene fundamentalmente de la influencia de fuentes locales potentes ubicadas en sus cercanías sin embargo, para otras zonas, la acidificación tiene un carácter regional y se producen por la llegada de masas de aire que transportan contaminantes generados en otras áreas geográficas. Los resultados obtenidos verifican que en Cuba, el azufre es un mayor contribuyente a la deposición ácida que el nitrógeno. Las lluvias ácidas son más frecuentes en la zona minero-metalúrgica del norte de Holguín (Moa y Nicaro), Pinares de Mayarí, Nuevitas, Cienfuegos, Palo Seco (en Camagüey), La Palma y el tramo Mariel-Ciudad de La Habana.

Disminución del espesor de la capa de ozono.

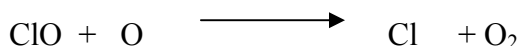
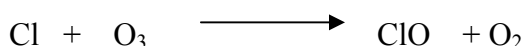
En la estratosfera se encuentra aproximadamente el 90% de todo el ozono de la atmósfera.

El ozono es de importancia vital en la estratosfera debido a que actúa como un escudo que protege a la Tierra de las radiaciones ultravioletas que forman parte de la luz solar. En la capa de ozono constantemente este se transforma de acuerdo al siguiente sistema de equilibrio:



Si no existen reacciones con otras sustancias que interfieran el equilibrio la concentración de ozono se mantiene aproximadamente constante.

Sin embargo, las emisiones de algunos productos químicos que usamos intervienen en las reacciones del ozono provocando la disminución de su concentración y el adelgazamiento de la capa de ozono. Estos productos al reaccionar aportan elementos como son cloro y bromo atómico que son sumamente reactivos con el ozono, y lo más importante es que estos átomos reactivos actúan como catalizadores en dichas reacciones de descomposición del ozono como se ilustra en el siguiente ciclo simplificado:



El balance neto implica la transformación de 2 moléculas de ozono en 3 moléculas de oxígeno, sin embargo el Cl actúa como catalizador. El NO tiene un efecto similar al Cl pero el efecto catalítico del Cl es 6 veces superior al del NO.

Entre los productos químicos que más contribuyen a la destrucción de la capa de ozono están los **Clorofluorocarbonos (CFCs)** que se emplean como agentes refrigerantes y en los aerosoles fundamentalmente.

Los productos que más afectan son: los freones, los halones, el tetracloruro de carbono, el metilcloroformo y el bromuro de metilo. Estos productos se emplean como refrigerantes, en aerosoles, en extintores, como espumantes, como solventes y como

plaguicidas en la agricultura. El del Protocolo de Montreal (1987) estableció la congelación de la producción y consumo de los CFCs para el año 1999. En Cuba se desarrollan proyectos para sustituir el Agente espumante Freón 11 y el agente refrigerante Freón 12, además de sustituir progresivamente el consumo del bromuro de metilo en el cultivo del tabaco.

Existen evidencias de serias disminuciones en el espesor de la capa de ozono sobre la Antártida durante la primavera antártica (septiembre-noviembre). La disminución del espesor de la capa de ozono puede variar el balance de radiaciones sobre la Tierra con posibles efectos sobre el sistema superficie - troposfera resultando en cambios climáticos. Sin la existencia de esta capa, que actúa como un filtro de luz, se incrementa la posibilidad de que seamos afectados por quemaduras solares y cáncer en la piel, además las plantas se ven afectadas.

Efecto Invernadero.

Cuando la luz solar llega a la Tierra, en forma de radiaciones de onda corta parte de esta energía se refleja en las nubes, el resto atraviesa la atmósfera y llega a la superficie terrestre calentando la misma. Pero no toda la energía del Sol es aprovechada en la Tierra; una parte es "devuelta" al espacio, en forma de radiaciones infrarrojas de onda larga, parte de la cual queda absorbida en la atmósfera por el vapor de agua, el dióxido de carbono, el metano y otros gases obstaculizando así la emisión directa de energía al espacio desde la superficie del planeta.

Debido a que el vapor de agua y el dióxido de carbono son transparentes a la mayor parte de la radiación solar pero absorben las radiaciones de onda larga emitidas por la superficie, se produce un efecto neto de calentamiento de la atmósfera dependiendo de la cantidad de agua y dióxido de carbono presentes.

Ellos permiten la entrada de la radiación del Sol y evitan en parte que se pierda el calor de la superficie terrestre hacia el espacio, especialmente durante la noche. Actúan como los vidrios de los invernaderos que se emplean para cultivar plantas en los países fríos durante el invierno y que son capaces de retener el calor.

Es importante comprender que este efecto es de hecho un fenómeno natural que ha sucedido durante millones de años en la Tierra y otros planetas de nuestro sistema solar. La mayor parte del efecto invernadero natural se debe al vapor de agua existente en la atmósfera. Globalmente el vapor de agua y las pequeñas partículas de agua presentes en la atmósfera producen aproximadamente el 85% y el 12%, respectivamente del calentamiento total debido al efecto invernadero. Sin embargo el vapor de agua no es preocupante debido a que no hay un incremento significativo de éste en la atmósfera como producto de la actividad humana.

La vida en la Tierra se pudo desarrollar por el "efecto invernadero natural", sin los gases de efecto invernadero se plantea que la temperatura promedio de la Tierra sería de -18°C .

Los gases que requieren mayor atención son los que en parte se emiten como resultado de la actividad humana. Entre ellos están el dióxido de carbono, los CFCs, el metano, el óxido nitroso y el ozono que han incrementado su concentración en la atmósfera en los años recientes. Además los denominados nuevos gases con efecto invernadero que son los hidrofluorocarbonos (HFC), los perfluorocarbonos (PFC) y el hexafluoruro de

azufre (SF₆) que en parte han surgido para sustituir a los CFCs por su efecto sobre la capa de ozono pero tienen un gran efecto invernadero.

Los gases tienen diferentes efectos sobre el calentamiento global, se ha definido un potencial de calentamiento global GPW referido al dióxido de carbono en la Tabla 3 se muestran algunos valores.

Tabla 3. Potencial de calentamiento global para algunos GEI

Gas	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	HFC 125	HFC 23	PFCs ^a	SF ₆
GPW	1	21	310	2800	11700	7850	23900

(a) promedio para CF₄ y C₂F₆

Los perfluoruros de carbono PFCs y los hidrofluoruros de carbono HFCs se han introducido como sustitutos de los CFCs para preservar la capa de ozono pero resultan ser gases con un poderoso efecto invernadero como se observa de la tabla anterior.

En los últimos doscientos años, la población mundial creció diez veces aumentando las emisiones de dióxido de carbono asociadas fundamentalmente a la quema de combustibles fósiles. Por otra parte ha continuado la tala indiscriminada de árboles en selvas tropicales y el cambio de uso de la Tierra, lo que agrava el problema ya que los árboles y otras plantas verdes durante la fotosíntesis consumen dióxido de carbono.

La mayoría de los científicos plantean que el incremento de la concentración de los GEI, es la causa del calentamiento global observado. Las consecuencias del Cambio Climático son el derretimiento de los hielos polares con el aumento del nivel de los mares y océanos, la desaparición de grandes extensiones de terreno en costas bajas incluyendo la desaparición de algunas islas. Este incremento de temperatura provocaría la desaparición de especies, disminución de cosechas y otros efectos asociados a estos cambios climáticos.

El Diciembre de 1997 se realizó en Kioto, Japón la Convención de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. El protocolo aprobado en Kioto plantea la reducción de las emisiones globales de GEI durante el período 2008-2012, en un promedio del 5,2% por debajo de los niveles de 1990 (para el dióxido de carbono, metano y óxido nítrico) o 1995 (para los perfluoruros de carbono, hidrofluoruros de carbono y hexafluoruro de azufre).

Hoy se plantea que para evitar una catástrofe mundial para el 2020 es necesario reducir entre 30-40 % las emisiones respecto a las de 1990. La renovación y ampliación necesaria del Protocolo de Kioto no se logró en la Cumbre de Copenhague celebrada recientemente.

EFFECTOS SOBRE LA SALUD HUMANA

La contaminación atmosférica afecta a millones de personas, en particular a los que viven en grandes ciudades o áreas fuertemente industrializadas y con denso tráfico de vehículos.

Las emisiones de partículas y gases contaminantes afectan al medio ambiente provocando daños a la salud, los animales, las plantas, los bienes materiales y además provocan pérdida de la visibilidad y olores desagradables.

Los efectos producidos por la contaminación atmosférica dependen en general de:

- tipo de contaminantes
- concentración de contaminantes
- tiempo de exposición
- fluctuación temporal de la concentración
- sensibilidad de los receptores
- sinergismo

Las relaciones existentes entre las enfermedades y la exposición a la contaminación no resultan sencillas de demostrar y son objeto de constantes estudios.

No obstante existen pruebas abundantes que permiten plantear que las concentraciones elevadas de contaminantes en el aire son peligrosas para los seres humanos.

Uno de los ejemplos más evidente es el carácter altamente tóxico del monóxido de carbono que puede llegar a producir la muerte.

La hemoglobina (He) de la sangre transporta el oxígeno a través del cuerpo. Entre el CO y la hemoglobina se produce una reacción en la cual se forma la carboxihemoglobina (COHe) que es muy estable.

Al disminuir la hemoglobina se reduce la capacidad de la sangre para transportar el oxígeno desde los pulmones hasta los tejidos.

Para concentraciones de COHe por encima del 5% se producen cambios funcionales y pulmonares aumentándose el umbral visual. Para una concentración por encima del 10% se pueden producir efectos sobre la función sicomotora, presentándose síntomas de cansancio, cefaleas y alteraciones de la coordinación.

Otro ejemplo es la relación existente entre la presencia de **partículas y dióxido de azufre** y la aparición de bronquitis crónica, catarros y dificultades respiratorias en adultos. Para concentraciones de partículas o dióxido de azufre superiores a $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (24 h), existe aumento de la mortalidad de la población en general, siendo los grupos más sensibles los que padecen afecciones cardíacas o pulmonares. Con promedios de $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de dióxido de azufre y humos se ha observado el empeoramiento de enfermos con afecciones pulmonares.

Es necesario destacar que los efectos de partículas y dióxido de azufre sobre la salud pueden variar de un lugar a otro dependiendo de las propiedades físicas y químicas de las partículas y la presencia en el aire de otros contaminantes que puedan originar efectos sinérgicos.

Entre los **óxidos de nitrógeno**, el más estudiado es el NO_2 por ser el más tóxico y afecta casi por entero el tracto respiratorio. Una concentración media de NO_2 de $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$, superada el 40% de los días, aumenta la frecuencia de infecciones en las vías respiratorias de la población expuesta.

Los **oxidantes fotoquímicos** (mezclas de aldehídos, cetonas, nitrato de peroxiacilo, peróxidos, ozono, etc.) tienen efectos nocivos sobre la salud, produciendo irritación de los ojos y mucosas. Los oxidantes fotoquímicos afectan especialmente a las personas

con afecciones asmáticas y pulmonares. En esos casos se han observado crisis asmáticas y disminución de la función pulmonar cuando las concentraciones de oxidantes en la atmósfera eran superiores a $500 \mu\text{g} / \text{Nm}^3$.

Las **partículas de metales tóxicos** en el aire constituyen una amenaza para la salud cuando se inhalan en cantidades suficientes, debido a que tienden a acumularse en el organismo. Por ejemplo, los compuestos inorgánicos del plomo son absorbidos por el hombre a través del sistema respiratorio, alcanzando el flujo sanguíneo aproximadamente el 35% del plomo inhalado por los pulmones.

Entre otros puede plantearse que sobre la salud humana están probados los siguientes efectos de los contaminantes: enfermedades crónicas, bronquitis, asma y cáncer.

Otros efectos son:

Daños a la salud animal.

Daños a la vegetación: Pérdidas directas en cultivos y bosques, pérdidas de rendimiento en la agricultura y reducción del valor de los suelos.

Daños a materiales: Edificios y monumentos, Obras de arte, Papel, cuero, tejidos, pintura, gomas, plásticos metales, transformadores eléctricos, líneas de transmisión y contactos eléctricos.

Reducción de visibilidad: Afectaciones al tráfico e incremento de accidentes, afectaciones al paisaje, pérdida de luz solar y depresión mental.

Otros daños a la economía: Costos del Estado en investigación, desarrollo, acción legal, ejecución de programas, información, educación y gestión, Incremento en costos de producción por costo de equipos para reducción de contaminantes, mantenimiento, limpieza y pérdidas de producción.

La contaminación sonora y electromagnética también ocasiona daños a la salud humana y animal, además de afectar el bienestar general.

6. CALIDAD DEL AIRE y SISTEMAS DE VIGILANCIA

CALIDAD DEL AIRE

Las normas de calidad del aire se basan en criterios sobre la calidad deseable. Teniendo en cuenta la información disponible, muchos países han establecido sus normas sobre concentraciones máximas admisibles.

La concentración máxima admisible **C_{ma}** de una sustancia nociva en la atmósfera es la máxima concentración referida a un determinado período de exposición (20 minutos, 1 hora, 24 horas, etc.) que dado el conocimiento actual, no ejerce influencia perjudicial demostrable directa o indirectamente sobre el organismo humano, incluidas las consecuencias tardías para la actual generación y las sucesivas, que no reduce la capacidad de trabajo del hombre y no afecta su bienestar.

Tabla 4. Valores C_{ma} para algunos contaminantes según NC 93-02-202/1987

Contaminante	C _{ma} (20 min.) mg/m ³	Prom. Diario (24 h) mg/m ³

Monóxido de carbono	5.0	3.0
Dióxido de azufre	0.5	0.05
Dióxido de nitrógeno	0.085	0.04
Monóxido de nitrógeno	0.6	0.06

La calidad del aire está determinada por su composición. La presencia o ausencia de varias sustancias y sus concentraciones son los principales factores determinantes de su calidad.

El Índice de Calidad del Aire (ICA) es una herramienta que se aplica en distintos países por las Agencias de Protección Ambiental y otros órganos regulatorios para suministrar al público información oportuna y fácil de comprender sobre la calidad del aire en una región determinada, por ejemplo el AQI (Air Quality Index) de la EPA, (2000), enfoca sus esfuerzos hacia los efectos que pueden provocar en la salud la contaminación atmosférica dentro de un período de tiempo que comprende desde unas horas o días después que es respirado el contaminante. Este índice se calcula para cinco compuestos químicos (contaminantes criterios), estableciendo promedios nacionales de calidad del aire que permitan proteger a la población efectos dañinos a la salud, por lo que deben ser empleados para la toma de decisiones.

En Cuba la situación de la calidad del aire en los asentamientos humanos se evalúa mediante el ICA (NC 111: 2004), el cual se determina usando como criterio el valor resultante del cociente de las concentraciones de cada uno de los contaminantes principales, tomando como denominador las concentraciones máximas admisibles (Cma) correspondientes al período de tiempo evaluado según las normas (NC 93-02-202/1987 y NC 39: 1999), las cuales se encuentran actualmente en revisión. Cuando se evalúan varios contaminantes principales en el mismo lugar y período de tiempo, la evaluación general del ICA corresponderá al mayor de los subíndices determinados para cada contaminante.

Tabla 5. Escala de categorías del ICA.

Categorías	Índice
Buena	0 - 79
Aceptable	80 - 99
Deficiente	100 - 199
Mala	200 - 299
Pésima	300 - 499
Crítica	≥ 500

Índice de valor 0: Corresponde a un nivel de concentración inferior al límite de detección del método analítico normalizado.

Índice de valor 100: Corresponde al valor (100 %) de la Cma del contaminante principal.

Índice de valor 200, 300, 400 y 500: Corresponde a un valor de concentración real que supera en 2, 3, 4 y 5 veces respectivamente la Cma del contaminante principal.

Independientemente de la existencia de normas de calidad del aire, el control de la contaminación requiere además normas de emisión que son límites establecidos sobre la cantidad o concentración de contaminantes emitido por una fuente.

Recientemente se aprobó la primera Norma Cubana (NC TS 803:2010) que establece las emisiones máximas admisibles de contaminantes a la atmósfera en fuentes fijas puntuales de instalaciones generadoras de electricidad y vapor.

SISTEMAS DE VIGILANCIA

Se entiende por vigilancia de la calidad del aire al conjunto de sistemas y procedimientos utilizados para evaluar la presencia de agentes contaminantes en el aire, así como la evolución de sus concentraciones en la atmósfera, con el fin de prevenir y reducir sus efectos.

La vigilancia de la calidad del aire puede tener los siguientes **objetivos**:

- Análisis de la evolución de la contaminación.
- Control del cumplimiento de las normas de la calidad del aire.
- Evaluación de la eficiencia de los planes de saneamiento y reducción de las emisiones.
- Control de los episodios de contaminación.
- Investigación de quejas.
- Planificación territorial.
- Evaluación de la situación pre-operacional en los estudios de impacto ambiental.
- Validación de modelos de dispersión.
- Evaluación de efectos.

La medición de contaminantes atmosféricos se puede realizar con el fin de conocer la calidad del aire (inmisión) o para controlar la cantidad de contaminante emitido por un determinado foco (emisión).

EMISIONES

La medida de las emisiones en fuentes estacionarias es el sistema más seguro para determinar la naturaleza y cantidad de contaminantes emitidos a la atmósfera, existiendo una gran cantidad de métodos y equipos para dichas emisiones que en general son costosos.

En casos que no se disponga de medios para realizar las mediciones o cuando se trata de evaluar el impacto ambiental de instalaciones en proyecto, pueden emplearse los

balances de materiales para lo que es necesario conocer las composiciones y flujos de las corrientes del proceso y otras características del proceso tecnológico.

Otro método relativamente simple es el empleo de los denominados factores de emisión.

FACTORES DE EMISIÓN

Los factores de emisión y los inventarios de emisión son herramientas fundamentales para la gestión de la calidad del aire. La estimación de emisiones es importante para el desarrollo de estrategias de control de emisiones y en la determinación de la aplicabilidad de los programas de control de las mismas, para discernir los efectos de las fuentes y estrategias de mitigación y en otras aplicaciones relacionadas con las agencias de medio ambiente y las propias industrias.

Generalmente se prefieren los datos de emisión medidos en las fuentes específicas o los monitoreos continuos de emisiones. Sin embargo, los datos de pruebas en fuentes individuales no están siempre disponibles y aún existiendo, puede que no reflejen la variabilidad de las emisiones reales con el tiempo. De aquí que los factores de emisión sean en muchas ocasiones lo mejor o lo único disponible para estimar emisiones, a pesar de sus limitaciones.

La serie de factores de emisión desarrolladas por la USA EPA es bastante completa y confiable y se le denomina serie de factores de emisión AP-42. Un factor de emisión AP-42 es un valor representativo que intenta relacionar, la cantidad de un contaminante emitido a la atmósfera con una actividad asociada a la emisión del contaminante.

Estos factores son generalmente expresados como el peso de contaminante dividido por unidad de peso, volumen o duración de la actividad que produce el contaminante (por ejemplo, kilogramos de partículas emitidas por megagramo de carbón quemado). Tales factores facilitan la estimación de emisiones procedentes de varias fuentes de contaminación del aire.

En muchos casos estos factores son simplemente promedios de todos los datos disponibles de calidad aceptable y generalmente se asume que son representativos de los promedios a largo plazo para todas las instalaciones de la misma categoría de fuente.

La ecuación general para la estimación de la emisión es:

$$E = A * EF * (1 - ER / 100)$$

donde

E = emisiones

A = intensidad de la actividad

EF = factor de emisión

ER = eficiencia global de reducción de la emisión

En la Tabla 6 se presentan factores de emisión para algunos casos de combustión con fuel-óleos en calderas de potencia menor de 30 MW. Estos factores están publicados para los procesos industriales más comunes y otras actividades contaminantes siendo una de las fuentes de información más completas la serie AP-42 disponible en el sitio web de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica.

Tabla 6. Factores de emisión para combustión con fuel-óleos en calderas de potencia menor de 30 MW.

Combustible	SO ₂ (kg/1000 L)	NO _x (kg/1000 L)	CO (kg/1000 L)	Partículas (kg/1000 L)
fuel-óleo No.6	18,84 S	6,6	0,6	S+ 0,3
fuel-óleo No.5	18,84 S	6,6	0,6	S+ 0,3
fuel-óleo No.4	18 S	2,4	0,6	0,24

S es el % de azufre en el combustible.

Ejemplo 4

Calcular la emisión de CO en g/s de una caldera de 15 MW de potencia que emplea como combustible fuel-óleo No.6.

15 MW equivalen a 5×10^{10} J/h

el fuel-óleo No.6 tiene un poder calórico de $9,98 \times 10^6$ kcal/1000 L

lo que equivale a $4180 \times 9,98 \times 10^6$ J/1000 L = $4,17 \times 10^{10}$ J/1000 L

Consumo de fuel-óleo en 1 hora = $(5 \times 10^{10} / 4,17 \times 10^{10}) \times 1000$ L = 1200 L

El factor de emisión para el CO según la Tabla 6 es 0,6 (kg/1000 L)

Por lo tanto kg de CO emitidos en una hora = $1200 \times 0,6/1000$ kg = 0,72 kg

Transformando a g/s de CO = $(0,72/3600) \times 1000 = 0,2$ g/s de CO

INVENTARIO DE EMISIONES

Un inventario de emisiones atmosféricas es toda aquella información sistematizada sobre distribución de las fuentes en un territorio y cantidad y composición de las emisiones de todos los contaminantes de interés emitidos a la atmósfera por las diversas actividades humanas, para un período y área geográfica determinada. A partir del mismo se puede conocer el aporte de cada sector económico, empresa o industria en particular a las emisiones totales, lo cual permite una adecuada asignación de responsabilidades y focalización de medidas. Sirve de base a la modelación de dispersión de contaminantes.

Para proceder a la realización de los mismos en nuestro país es necesario hacer referencia a los términos y definiciones claves establecidas en la norma NC 242:2005.

Las características de un inventario de emisiones dependerán completamente de los objetivos que se persigan, por esa razón es muy importante que antes de iniciar las acciones de recopilación de datos, se tenga bien claro que es lo que se desea y los posibles usos que tendrá la información obtenida en un futuro. Los inventarios contribuyen al desarrollo de estrategias alternativas para el control de la contaminación.

INMISIONES

Para medir la calidad del aire se utilizan normalmente diversos equipos de muestreo que toman el aire de forma continua por succión a una altura que varía entre 2 y 3 metros sobre el suelo.

Existe una gran variedad de métodos analíticos para determinar las concentraciones de contaminantes en el aire y dependen del contaminante en específico que se va a medir. Cada día se desarrollan nuevos métodos, que en general resultan caros por el costo de los equipos que emplean.

En un principio, el funcionamiento de la mayoría de los analizadores automáticos y mecánicos se basaba en el empleo de métodos químicos por vía húmeda. Estos métodos presentan los siguientes problemas:

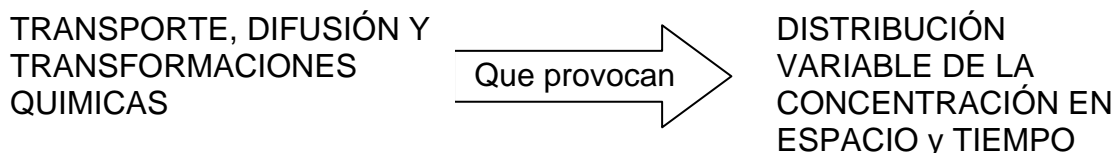
1. exigen intervención manual frecuente
2. los reactivos son inestables
3. los instrumentos empleados requieren todo un sistema complejo de tuberías y de bombas precisas para la toma de muestras en soluciones, lo que hace que dichos equipos sean pesados y voluminosos.

La ventaja de estos métodos es su bajo costo en comparación con los equipos más modernos, lo que posibilita su aplicación por los países que no tienen los recursos económicos para establecer estaciones de monitoreo de alta tecnología.

Las inmisiones pueden ser estimadas mediante los modelos de dispersión.

7. FACTORES QUE INFLUYEN EN LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES

Desde el instante en que los contaminantes son emitidos a la atmósfera están sometidos en el seno de la misma a complejos fenómenos de:



La variación de la cantidad de contaminantes existentes en la atmósfera, en un instante dado, está determinada por la diferencia entre la masa de las emisiones (**Fuentes**) y la masa de los contaminantes eliminados mediante los procesos de autodepuración de la atmósfera (**Sumideros**)

Procesos de dispersión de contaminantes

- **Transporte por advección:** se produce por el desplazamiento de la masa de contaminantes debido a la acción del viento existente.
- **Difusión:** puede ser **molecular**, debida al movimiento caótico de las moléculas en el seno del aire y a la diferencia de concentración entre diferentes puntos o **turbulenta** que se debe a la existencia de remolinos en el aire, provocados por las

irregularidades del terreno (turbulencia de origen mecánico) o por el calentamiento diferencial de las distintas capas de aire (turbulencia de origen térmico). La difusión molecular tiene un efecto pequeño en comparación con la difusión turbulenta.

- **Reacción química:** existe una gran variedad de reacciones químicas posibles entre los contaminantes emitidos directamente (primarios) o de éstos con los componentes naturales de la atmósfera. Estas reacciones producen los contaminantes conocidos como secundarios.

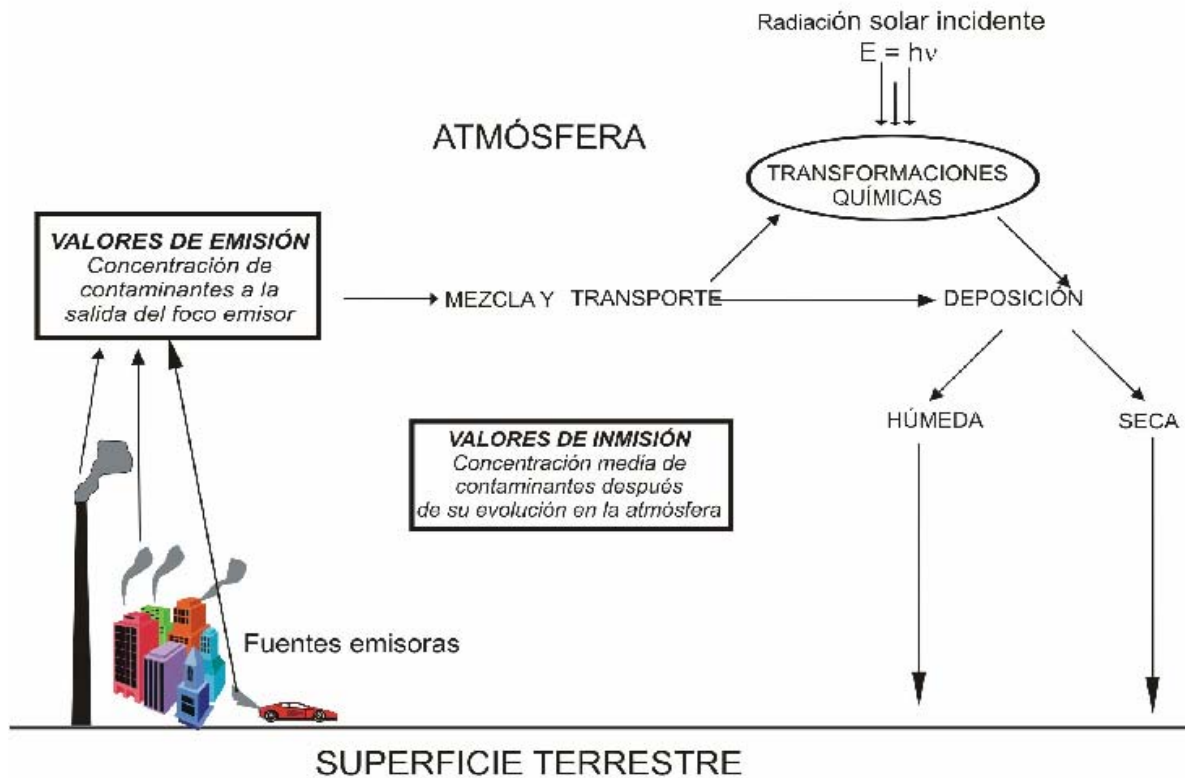


Figura 2

Esquema de emisión y evolución de los contaminantes en la atmósfera. Representación esquemática de los valores de emisión e inmisión

- **Deposición seca:** debida a efectos gravitacionales sobre las partículas relativamente grandes o la adsorción sobre las superficies, en el caso de los contaminantes gaseosos.
- **Deposición húmeda:** tanto las gotas de lluvia como las de las nubes e incluso las de rocío, pueden capturar y disolver los contaminantes, eliminándolos definitivamente de la atmósfera en el caso de que las gotas lleguen a alcanzar la superficie.
- **Decaimiento:** los contaminantes radiactivos pierden actividad en el transcurso del tiempo, y aunque sigan existiendo moléculas o átomos, pueden dejar de ser considerados como contaminantes después del paso de un cierto tiempo. Según el material radiactivo de que se trate ello puede oscilar desde segundos hasta años.

Los dos primeros mecanismos existen siempre en menor o mayor grado. La combinación de sus efectos es lo que normalmente se llama dispersión de contaminantes, aunque puede generalizarse este concepto para incluir todos los demás mecanismos.

Generalizando, **la dispersión de contaminantes** se puede definir como el conjunto de mecanismos producidos en la atmósfera donde intervienen los contaminantes y cuyo efecto es reducir la concentración en que han sido emitidos. La dispersión explica las diferencias de concentración de varios órdenes de magnitud entre emisión e inmisión. Los procesos físicos y químicos implicados en los mecanismos mencionados son complejos.

Por otra parte, los datos requeridos para resolver la mayor parte de las ecuaciones que describen los mecanismos físicos y químicos no son totalmente conocidos. Por ejemplo, se requiere conocer el campo de vientos existente en la zona de estudio para poder resolver las ecuaciones de transporte y difusión, pero normalmente sólo se dispone de un número limitado de mediciones de dirección y velocidad a nivel de la superficie terrestre (a 10 metros del suelo). En lo referente a los datos necesarios para caracterizar la turbulencia atmosférica son generalmente difíciles de medir, incluso en un solo punto.

Por lo tanto, ya sea por la complejidad de las ecuaciones o por la carencia de datos, la solución del problema de la dispersión de los contaminantes atmosféricos resulta difícil.

El transporte por advección y la difusión de los contaminantes en la atmósfera dependen de:

- Condiciones en que se produce la emisión, esto es:
 - Caudal de gases emitidos.
 - Concentración de contaminantes (carga de contaminantes).
 - Altura efectiva a la que se produce la emisión.
 - Velocidad de salida de los gases.
 - Temperatura de salida de los gases.

La concentración de contaminantes a nivel del suelo, depende del caudal de los gases emitidos y de la carga de contaminantes que contengan. La altura a la que se produce la emisión tiene una influencia inversa, a mayor altura menor será la concentración de contaminantes a nivel del suelo. La capacidad dispersante del medio atmosférico depende de:

- Condiciones meteorológicas.

Las variables meteorológicas que mayor incidencia tienen sobre los procesos de dispersión son:

- Velocidad del viento a la altura de la chimenea
- Variación de la velocidad del viento con la altura
- Dirección del viento
- Variación de la dirección del viento con la altura (sólo para chimeneas altas)
- Temperatura del aire

- Variación de la temperatura del aire con la altura (gradiente vertical de temperatura)
- Altura de la capa de mezcla
- Insolación, radiación, humedad, nubosidad y precipitaciones

Las distintas situaciones meteorológicas tienen gran importancia en la dispersión de contaminantes, la calidad del aire varía de un día a otro en una determinada zona, aún cuando las emisiones permanezcan casi constantes.

Respecto al viento es necesario conocer las direcciones e intensidades ya que produce un transporte horizontal, determinando la trayectoria a seguir por los contaminantes, así como la zona que va a estar afectada por los mismos. Por lo general, velocidades altas de los vientos reducen las concentraciones de contaminantes a nivel del suelo pues producen un efecto de barrido.

La variación de temperatura con la altura (gradiente térmico) es uno de los principales factores que determinan la difusión de los contaminantes. El gradiente térmico expresado en grados Celsius por cada 100 metros de altura, se suele emplear para clasificar a la atmósfera en grados de estabilidad de acuerdo con su capacidad de difusión.

Se establecen seis clases de estabilidad de mayor a menor grado de inestabilidad, éstas son: A, B, C, D, E, F.

Las clases A, B y C son las más inestables y están asociadas a un gradiente térmico superior a -1°C por cada 100 m de altura.

La clase de estabilidad D que es la situación neutra, se presenta cuando el gradiente térmico es -1°C por cada 100 m de altura.

Las clases E y F corresponden a situaciones estables de menor a mayor y ocurren cuando el gradiente térmico es menor a -1°C por cada 100 m de altura.

La siguiente tabla permite estimar la categoría de estabilidad considerando la velocidad del viento y la insolación.

Tabla 7. Categorías de Estabilidad

VELOCIDAD DEL VIENTO m/s (a)	DÍA INTENSIDAD DE RADIACIÓN SOLAR			NOCHE NUBOSIDAD ++	
	FUERTE (1)	MODERADA (2)	LIGERA (3)	Nuboso (4)	CLARO (5)

<2	A	A-B	B	E	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

++ el grado de nubosidad se define como la fracción del firmamento por encima del horizonte aparente local que está cubierto por nubes.

(a): Velocidad medida a 10m sobre el nivel del suelo.

- (1) cielo claro, altura del sol mayor de 60 grados sobre el horizonte
- (2) día de verano con unas pocas nubes, o día claro con sol entre 30° - 60° sobre el horizonte
- (3) Típico de tardes soleadas de otoño, día nuboso en verano, o día claro en verano con sol entre 15 y 35 grados sobre el horizonte
- (4) Nubosidad \square 4/8. Aplicable a días de invierno
- (5) Nubosidad \square 3 /8

Inversión térmica

Normalmente, la temperatura del aire disminuye con la distancia, de tal manera que en una atmósfera normal hay una disminución de 0.64 a 1 °C cada 100 metros en la troposfera; por encima de ella la temperatura disminuye más rápidamente. Este sería el gradiente térmico normal, pero bajo determinadas condiciones orográficas y climatológicas este gradiente puede alterarse de tal manera que a una determinada altura la temperatura del aire es superior a la de una altura inferior. El problema que esto crea es impedir la dispersión vertical de los humos y de otros contaminantes enviados a la atmósfera por las industrias, calefacciones, motores de explosión, actividades urbanas etc.

Las causas que determinan la aparición de una inversión térmica son diversas, pero normalmente son causadas por uno de los siguientes procesos

- Superposición de masas de aire que se encuentran a diferentes temperaturas, un ejemplo característico es el paso de un frente frío a uno cálido.
- Alteración de una masa de aire que inicialmente era homogénea, modificándose la estructura vertical de los niveles bajos de la atmósfera. Este caso es debido principalmente al enfriamiento de la superficie terrestre durante la noche.

- La evaporación después de la lluvia, lo cual produce un enfriamiento de las capas de aire más próximas al suelo.

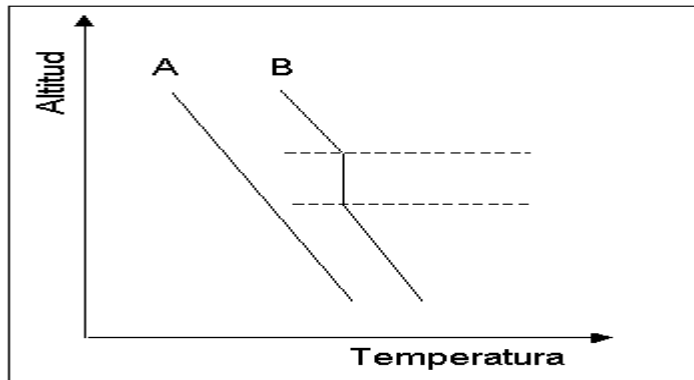


Figura 3. Perfiles de temperatura normal (A) e inversión térmica (B)

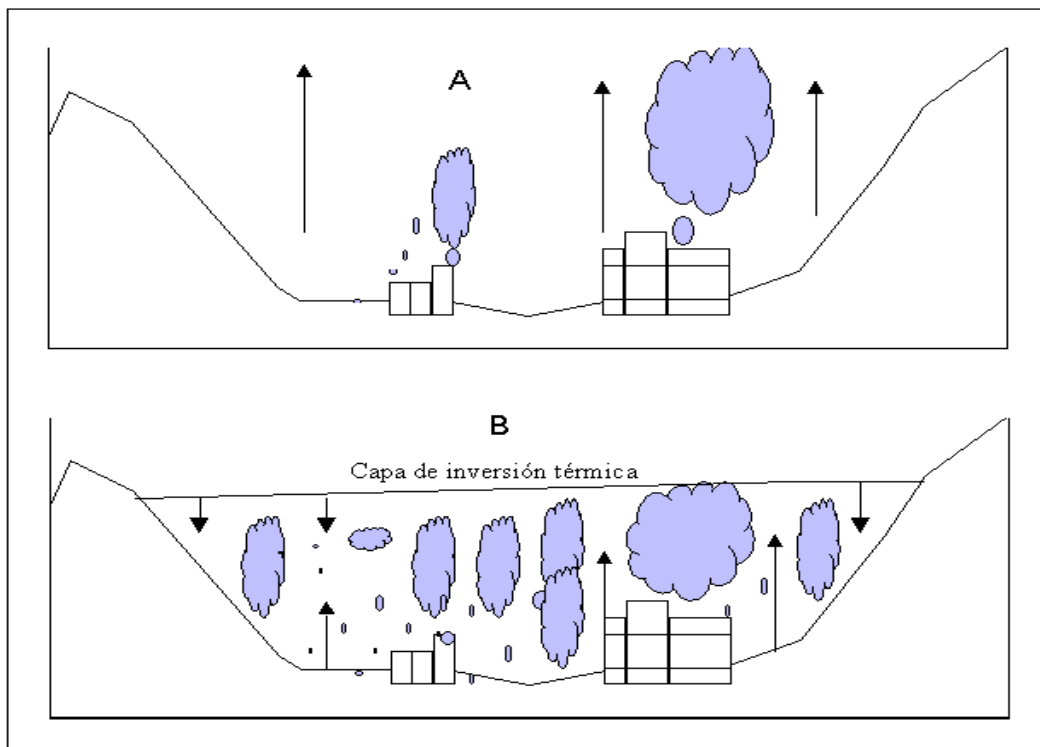


Figura 4. Inversión térmica B (A situación normal)

Por otro lado, las precipitaciones en forma de agua o nieve tienen un efecto de limpieza del aire, pero evidentemente los contaminantes pasan a los suelos o a las aguas. Así pues, el plomo proveniente de las gasolinas puede encontrarse, sobre todo, cerca de autopistas y carreteras.

Debe señalarse que la humedad tiene un efecto negativo en cuanto a la dispersión y evolución de los contaminantes, favoreciendo la acumulación de humos y de polvos. Por otra parte, el vapor de agua puede reaccionar con otros aniones aumentando la

agresividad de los mismos, por ejemplo, el caso del SO_3 para producir $\text{SO}_4 \text{H}_2$ o con los cloruros y fluoruros para producir los ácidos clorhídrico y fluorhídrico.

- Efectos topográficos.
- Efectos geográficos.

8. MODELOS DE DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES

Los modelos de dispersión de contaminantes son instrumentos que permiten reproducir el comportamiento de los contaminantes en la atmósfera, de manera que partiendo de datos sobre las emisiones, la meteorología y la topografía, se obtengan los valores de inmisión. Los modelos resultan indispensables para estimar los valores de inmisión cuando por alguna razón no son medidos directamente.

Si se considera que la previsión y cuantificación del impacto ambiental atmosférico sólo es posible con un análisis idóneo, los modelos de dispersión de contaminantes se manifiestan como necesarios, cuando se ha conseguido de una manera suficientemente representativa, la modelación de las características básicas de los medios emisor, difusor y receptor en su interrelación temporal y espacial.

La modelación puede ser necesaria para representar los cambios en la calidad ambiental del aire, tanto local como a distancia, causada por un conjunto particular de emisiones. La modelación puede resultar apropiada para nuevas plantas y para modificaciones en plantas existentes. La calidad del aire es un problema de importancia creciente en muchos países.

Los proyectos que introducen nuevas fuentes de emisión o que son diseñados para reducir emisiones, requieren un cuidadoso análisis para cuantificar los efectos tan lejos como sea posible. Para muchas fuentes esto requerirá típicamente la modelación matemática de los cambios en las concentraciones del medio ambiente que se producen por las nuevas emisiones.

CLASIFICACIÓN DE LOS MODELOS

Los modelos de dispersión atmosférica pueden clasificarse atendiendo a diferentes criterios donde son aplicados, estos son:

- **Alcance espacial o zona territorial**
 1. **Modelos locales** (mesoscala β), en estos se trata la dispersión a escala local, considerada a distancias inferiores a 10 km del foco emisor.
 2. **Modelos regionales** (mesoscala α), se emplean en zonas de unos cientos o miles de kilómetros cuadrados.
 3. **Modelos de larga distancia** (escala sinóptica), tratan la dispersión en la macroescala, es decir a distancias superiores a 100 km del foco.

- **Escala temporal**, ésta depende de los períodos de tiempo simulados y a los cuales corresponden los resultados:
 1. **Modelos de tipo climatológico** que simulan la dispersión durante largos períodos de tiempo (meses, estaciones, años) de los contaminantes emitidos en una determinada zona y que de hecho intentan predecir el comportamiento climatológico (entendido como comportamiento medio durante varios años).
 2. **Modelos episódicos** que permiten simular con mayor detalle la dispersión durante un corto período de tiempo (horas o días).
- **Dimensión del campo de los vientos utilizada** (el viento es la característica meteorológica que más afecta el resultado de un modelo de dispersión):
 1. **Modelos unidimensionales**, consideran que el viento medido en un punto, es constante y uniforme en toda la zona estudiada.
 2. **Modelos bidimensionales**, consideran un campo donde el viento varía según el punto del espacio, pero sin tener en cuenta la componente vertical.
 3. **Modelos tridimensionales**, consideran las tres componentes del vector viento, que varían además a lo largo de la zona de estudio.
- **Tipo de fuente emisora**
 1. Puntual, lineal o superficial.
 2. Sencilla o múltiple.
 3. Fija o móvil.
- **Tipo de contaminante**
 1. Óxidos de azufre.
 2. Óxidos de nitrógeno.
 3. Partículas en suspensión.
 4. Partículas radiactivas.
 5. Otros
- **Si simulan o no las reacciones químicas en la atmósfera**
- **Fundamentación del modelo:**
 1. **Modelos físicos**, son representaciones a pequeña escala de la dispersión atmosférica. Necesitan emplear maquetas de la zona de estudio, túneles de viento, cámaras de humo y en general de todos aquellos artificios que permitan simular y medir físicamente los fenómenos que intervienen en la dispersión de los contaminantes.
 2. **Modelos matemáticos**, se basan en una serie de hipótesis, de acuerdo con ellas existen modelos de complejidad muy distinta como son:

- a) **Modelos estadísticos** también denominados de caja, no tienen apenas en cuenta los fenómenos físicos y químicos implicados en la dispersión. Este modelo asume que los contaminantes emitidos a la atmósfera se mezclan uniformemente y de manera inmediata con el aire disponible para la dilución en un volumen o caja de aire de dimensiones finitas, se considera que los contaminantes son químicamente estables y que permanecen en el aire. Estos modelos son para evaluar la calidad del aire en aeropuertos.
- b) **Modelos analíticos**, están basados en soluciones explícitas analíticas que sólo pueden hallarse bajo hipótesis simplificadoras, tales como suponer condiciones homogéneas y estacionarias. Estos modelos no requieren necesariamente el uso de computadoras, aunque se han desarrollado programas para la mayoría con el fin de facilitar su aplicación. Entre ellos se destacan los semiempíricos basados en la fórmula del penacho gaussiano.
- c) **Modelos numéricos**, se basan en aproximaciones numéricas, tales como diferencias finitas, de las ecuaciones en derivadas parciales que representan los modelos de dispersión atmosférica. Pueden emplearse en condiciones no estacionarias y no homogéneas y configuraciones complejas del dominio espacial, como es el caso de terrenos con orografía complicada. Estos modelos tienen que tratarse mediante el empleo de computadoras.
- d) **Modelos de diagnóstico**, estos simulan a partir de una serie temporal de datos sin poder realizar extrapolaciones hacia el futuro.
- e) **Modelos de pronóstico**, pueden realizar predicciones del comportamiento futuro de los contaminantes debido al cambio de las variables meteorológicas.

En algunos casos los efectos de apantallamiento de los edificios son importantes, por ejemplo, cuando existen fuentes de emisión puntuales tales

DESCRIPCION DEL MODELO SCREEN3

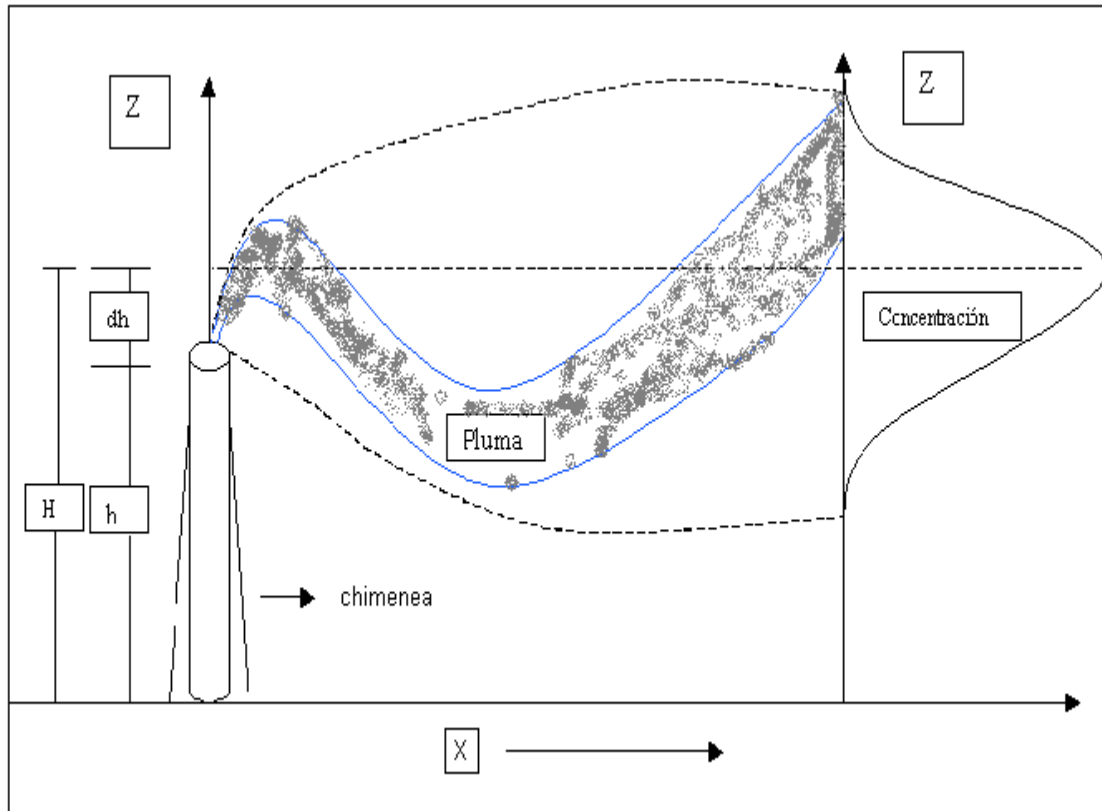
El programa **SCREEN3** permite obtener estimados de la concentración del contaminante a nivel del terreno para una sola fuente. Las posibles aplicaciones del modelo son las siguientes:

- Estimación de las máximas concentraciones a nivel del terreno y la distancia desde la fuente a la que se produce la máxima concentración.
- Incorpora los efectos de apantallamiento de edificios sobre las concentraciones máximas.
- Estima las concentraciones debidas a inversión térmica o efecto de la brisa costera.
- Calcula las concentraciones máximas en cualquier número de distancias especificadas por el usuario, en terreno llano o con elevación simple del terreno, incluyendo distancias hasta de 50 Km.
- Examina un rango completo de condiciones meteorológicas, incluyendo todas las clases de estabilidad y velocidades del viento para encontrar los impactos máximos.

MODELO GAUSSIANO

La suposición fundamental de este tipo de modelo es que la concentración de contaminantes en la dirección del viento puede ser descrita utilizando una distribución normal o de gauss.

El modelo se aplica a una fuente puntual (chimenea), pero puede ser modificado para considerar fuentes lineales o fuentes de área.



Donde:

Z = Dirección vertical

X = Distancia en dirección del viento

H = Altura efectiva

El modelo trata las emisiones como si se originaran virtualmente a lo largo de la línea centro de la pluma. Relaciona la concentración promedio en estado estacionario con la intensidad de la fuente, velocidad del viento, altura efectiva y condiciones atmosféricas. Se asume que la emisión es constante y que la velocidad del viento no varía con el tiempo. El contaminante no se descompone, reacciona o sedimenta. El terreno es relativamente plano.

Para $Z = 0$

$$C(X,Y) = \frac{Q}{\pi \cdot v \cdot \sigma_Y \cdot \sigma_Z} \cdot \left(e^{-\frac{H^2}{2 \cdot \sigma_Z^2}} \right) \cdot \left(e^{-\frac{Y^2}{2 \cdot \sigma_Y^2}} \right)$$

donde

- $C(X,Y)$ = Concentración a nivel del suelo en el punto (X,Y) , en $\left(\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}\right)$
- X = Distancia en la dirección del viento (m)
- Y = Distancia horizontal con respecto a la línea central de la pluma (m)
- Q = Emisión de contaminantes $\left(\frac{\mu\text{g}}{\text{s}}\right)$
- H = Altura efectiva (m)
- dh = Altura que alcanza la pluma (m)
- h = Altura de chimenea (m)
- v = Velocidad del viento promedio a H $\left(\frac{\text{m}}{\text{s}}\right)$
- σ_Y = Coeficiente de dispersión horizontal (m)
- σ_Z = Coeficiente de dispersión vertical (m)

Tanto σ_y como σ_z son en realidad las desviaciones estándares de las distribuciones horizontales y verticales respectivamente. Dependen de la distancia en la dirección del viento y de la estabilidad atmosférica (Tabla 7). Para condiciones A-B, B-C o C-D, se promedian los valores de sigma obtenidos para cada condición de estabilidad.

Para calcular los valores de σ analíticamente se proponen emplear las relaciones:

$$\sigma_y = a \bullet X^{0.894}$$

$$\sigma_z = c \bullet X^d + f$$

σ en metros para X en kilómetro

Valores de las de las constantes a, c, y d

Estabilidad	X < 1 Km				X > 1 Km		
	a	c	d	f	c	d	f
A	213	440,8	1,941	9,27	459,7	2,094	-9,6
B	156	106,6	1,149	3,3	108,2	1,098	2,0
C	104	61,0	0,911	0	61,0	0,911	0
D	68	33,2	0,725	-1,7	44,5	0,516	-13,0
E	50,5	22,8	0,678	-1,3	55,4	0,305	-34,0
F	34	14,35	0,740	-0,35	62,6	0,180	-48,6

Existen correlaciones para obtener los perfiles de velocidad del viento que toman en cuenta la rugosidad del terreno.

Existen diferentes modelos para obtener el valor del incremento en la altura de la pluma en función de la temperatura, velocidad de salida del gas de la chimenea, diámetro de la chimenea y categoría de estabilidad atmosférica. Uno de ellos es el Modelo de Briggs.

De igual forma existen expresiones para considerar los efectos de inversión térmica y las afectaciones producidas por la presencia de edificios, etc.

La complejidad y extensión de los cálculos normalmente requieren de programas de computación que permiten incluir diferentes alternativas.

Modelos recomendados

El modelo de uso regulatorio en Cuba es el Berlyand (NC 93-02-202/1987), un modelo de gradiente que tiene varias limitaciones, sólo es aplicable para fuentes puntuales, el radio de aplicabilidad es de 50 veces la altura de la chimenea, el tratamiento de localizaciones urbanas y rurales es el mismo, el período de tiempo es de 20 minutos. Se pueden modelar una o varias fuentes, para ello se necesita conocer la velocidad y dirección del viento, temperatura ambiente, contante de estratificación térmica atmosférica (datos meteorológicos de entrada). Este modelo no refleja los últimos avances de la ciencia en cuanto a modelación de la dispersión.

El modelo más habitual de tamizado para difusión de contaminantes en la atmósfera es el SCREEN3. Este es un modelo de pluma Gaussiana, que se aplica inicialmente para estudiar la dispersión de los contaminantes, realiza todos los cálculos para una sola fuente, es aplicable para fuentes puntuales, volumétricas, superficiales y antorchas. El

radio de aplicabilidad es de 50 km aunque permite cálculos hasta 100 km, el tratamiento de localizaciones urbanas y rurales es diferenciado, el período de tiempo es de promedios horarios y promedios diarios para terrenos complejos. Los datos meteorológicos de entrada son: posibles combinaciones de velocidad del viento y categorías de estabilidad, temperatura ambiente. Este es el modelo de sondeo de uso regulatorio propuesto por la EPA y muchos países lo han adoptado también como regulatorio por su simplicidad y resultados aceptables. Sin embargo no puede determinar los impactos masivos de múltiples fuentes, excepto en el proceso para utilizar múltiples chimeneas cercanas por medio de la unión de las emisiones en una sola chimenea representativa. Este modelo se puede obtener de manera gratuita en la página Web de la EPA. Es un modelo de tamizado, si la concentración máxima obtenida mediante este modelo no supera la establecida en la norma correspondiente se da por terminado el estudio. Si la concentración máxima excede a la establecida en la norma, es necesario el empleo de modelos más complejos.

Los modelos más complejos exigen una entrada de datos más específica que incluye: meteorología detallada (preferiblemente micrometeorología de la zona a modelar), características topográficas, ubicación de fuentes y receptores, factores de emisión y concentraciones de fondo, entre otros datos.

La EPA hace una clasificación informal de sus modelos en generaciones, los modelos de la familia SCREEN y la familia ISC serían modelos de primera generación. ISC PRIME y AERMOD de segunda generación y el actualmente en desarrollo MODELS-3 de tercera generación.

El ISCST3 (Industrial Source Complex - Short Term versión 3) está diseñado para apoyar los programas de modelado de reglamentación de la EPA, es un modelo de pluma Gaussiana, aplicable a múltiples fuentes incluyendo fuentes puntuales, de área, volumétricas, y las lineales. Incluye algoritmos para evaluar la influencia del efecto de edificios, deposición húmeda y seca, y también el de terreno complejo del modelo COMPLEX1.

El radio de aplicabilidad es de 50 km, tiene un tratamiento diferenciado de localizaciones urbanas y rurales. Las emisiones de las fuentes evaluadas pueden ser tratadas como constantes o pueden variarse por mes, temporadas, horas del día u otros períodos de variación, para una única fuente o para un grupo de ellas. Calcula las concentraciones horarias y promedios horarios hasta promedios en varios años en dependencia de los datos disponibles, en una misma corrida del programa.

Ejemplo 5

Estime la concentración máxima de NO_2 y la distancia a la que se produce para la chimenea de un secador mezclador de una planta de asfalto empleando el programa SCREEN 3.

Datos generales de la fuente puntual:

- Flujo de gases a la salida de la chimenea, (m^3/s)..... 12,15
- Temperatura de salida de los gases de la chimenea, ($^{\circ}\text{C}$)...125
- Altura del punto de emisión desde el suelo, (m)..... 12
- Diámetro, (m)..... 1
- Emisión de (NO_2), (g/s).....**1.78**
- Temperatura ambiente($^{\circ}\text{C}$).....30
- Altura del receptor(m)..... 3
- Zona Rural
- Altura del terreno sobre la base de la chimenea (m)..... 0

Terreno simple

Cálculos para todas las alternativas de meteorología

DATOS DE ENTRADA Y SALIDA DE LA CORRIDA DEL Modelo SCREEN 3

*** SCREEN3 MODEL RUN *** ** VERSION DATED 96043 ***

Title: dióxido de nitrógeno

SIMPLE TERRAIN INPUTS:

SOURCE TYPE = POINT
 EMISSION RATE (G/S) = 1.78000
 STACK HEIGHT (M) = 12.0000
 STK INSIDE DIAM (M) = 1.0000
 STK EXIT VELOCITY (M/S)= 15.4699
 STK GAS EXIT TEMP (K) = 398.0000
 AMBIENT AIR TEMP (K) = 303.0000
 RECEPTOR HEIGHT (M) = 3.0000
 URBAN/RURAL OPTION = RURAL
 BUILDING HEIGHT (M) = .0000
 MIN HORIZ BLDG DIM (M) = .0000
 MAX HORIZ BLDG DIM (M) = .0000

THE REGULATORY (DEFAULT) MIXING HEIGHT OPTION WAS SELECTED.
 THE REGULATORY (DEFAULT) ANEMOMETER HEIGHT IS 10.0 METERS
 STACK EXIT VELOCITY WAS CALCULATED FROM

VOLUME FLOW RATE = 12.15 (M**3/S)

BUOY. FLUX = 9.052 M**4/S**3; MOM. FLUX = 45.548 M**4/S**2.

*** FULL METEOROLOGY ***

*** TERRAIN HEIGHT OF 0. M ABOVE STACK BASE USED FOR FOLLOWING DISTANCES ***

DIST (m)	CONC (µg /m ³)	STAB	U10M (m/s)	USTK (m/s)	Alt.Mezcla (m)	Alt.Pluma (m)	σ _y (m)	σ _z (m)
200.	46.78	3	10.0	10.2	3200.0	22.98	23.83	14.38
400.	41.74	3	5.0	5.1	1600.0	33.96	45.09	27.18
600.	36.97	4	8.0	8.2	2560.0	25.60	42.89	21.56
800.	33.85	4	5.0	5.1	1600.0	33.76	55.92	27.49
1000.	30.14	4	4.0	4.1	1280.0	39.20	68.57	33.02

MAXIMUM 1-HR CONCENTRATION AT OR BEYOND 10. M:

221. 47.47 3 10.0 10.2 3200.0 22.98 26.19 15.75

DWASH=NO significa que no se considero efecto de edificios

RESUMEN DE RESULTADOS DEL MODELO SREEN3

CALCULATION MAX CONC DIST TO TERRAIN

PROCEDURE (µg /m³) MAX (m) HT (m)

SIMPLE TERRAIN 47.47 221. 0.

** RECUERDE INCLUIR CONCENTRACIONES DE FONDO **

La concentración máxima de NO₂ estimada es 47.47 µg /m³ y se produce a 221 m

9. ESTRATEGIAS Y MEDIDAS PARA EL CONTROL

INTRODUCCIÓN

Durante algún tiempo se consideró que el despilfarro de los recursos naturales y la degradación del medio ambiente, era un mal menor que la humanidad tenía que soportar en pro del progreso económico. Estos criterios han ido cambiando ante las evidencias cada vez más fuertes de que la conservación del medio ambiente es una premisa indispensable para la supervivencia del hombre.

Los primeros programas de lucha contra la contaminación atmosférica fueron nacionales encaminados a para proteger la salud y el bienestar de las poblaciones expuestas a niveles de contaminación superiores a los máximos admisibles.

A pesar de que las medidas difieren en función de las características económicas y geográficas existen una serie de principios generales comunes que deben tenerse presente para una lucha eficaz contra la contaminación atmosférica.

PRINCIPIOS GENERALES

- Las decisiones deben basarse en datos obtenidos a partir del conocimiento científico y técnico de los procesos ecológicos y de las tecnologías disponibles para el control de las fuentes de emisión.
- Los métodos a aplicar han de ser flexibles, de forma que puedan adaptarse al creciente nivel del conocimiento sobre el problema y las técnicas para resolverlos.
- Es indispensable considerar tanto las circunstancias económicas como ambientales, siendo necesario disponer de un buen sistema de análisis económico y de prioridades.
- Se requieren estructuras legislativas y administrativas bien coordinadas y eficaces, para convertir las prioridades y decisiones en acción.
- la promulgación de leyes contra la contaminación atmosférica es una decisión de carácter político en cualquier país, por ello es imprescindible lograr una fuerte concientización del pueblo mediante una información lo más amplia posible y una decidida voluntad política

ESTRATEGIAS

Las causas más comunes de la contaminación atmosférica son:

- Aplicación de una tecnología defectuosa o mal empleada.
- Ausencia de criterios ambientales al realizar las planificaciones económicas nacionales.

Partiendo de estas causas, para reducir la contaminación atmosférica se pueden plantear los pasos siguientes:

- Fijar el objetivo principal que se quiere alcanzar, de forma tal que se optimicen los beneficios globales netos de la reducción de la contaminación. Para ello es necesario:

- Disponer de un inventario completo de las fuentes de contaminación.
- Conocer las tecnologías aplicables para la reducción de la contaminación y las relaciones costo-eficiencia de las mismas.
- Disponer de modelos de dispersión atmosférica que permitan conocer las relaciones entre las emisiones en los distintos focos y la calidad del aire en los receptores.
- Conocer los efectos que producen las distintas concentraciones de los contaminantes sobre la salud, los ecosistemas y los bienes materiales, cuantificándolos de alguna forma.

Con toda la información anterior disponible y mediante las técnicas que relacionan los costos y beneficios, se analizan las opciones y se establece el objetivo principal.

- Para formular la estrategia, existen dos enfoques que en términos generales son:
- Fijar normas de calidad del aire que no deben sobrepasarse.
 - Fijar normas para el control de las emisiones basadas en el empleo de las mejores tecnologías disponibles y económicamente aplicables para la reducción de las emisiones.

Actualmente se considera que la mejor estrategia ha de basarse en una combinación de los dos enfoques anteriores debido a que la calidad del aire no se puede garantizar con la aplicación de los mejores medios de control de las emisiones, ya que esta dependerá de la densidad de las fuentes de emisión, las condiciones meteorológicas y la topografía del terreno, entre otras. Por otra parte, la exigencia únicamente de las normas de calidad del aire, resulta discriminatoria para las nuevas actividades a instalar en un área y no estimula la reducción de emisiones de las ya existentes.

Resumiendo puede plantearse que la **estrategia óptima** debe contemplar:

- Control de las emisiones de las fuentes fijas, exigiendo las mejores tecnologías económicamente aplicables para la reducción de las cargas de contaminantes emitidas.
- Criterios de gestión de recursos atmosféricos que permitan controlar la calidad del aire en los núcleos urbanos y áreas industriales.
- Metas a alcanzar a corto, mediano y largo plazo.
- Acciones necesarias establecidas en forma clara y precisa para alcanzar las metas en los plazos deseados.
- Plan de ejecución.
- Sistema de control y vigilancia

TIPOS DE ACCIONES

Las acciones pueden considerarse de dos tipos:

ACCIONES CURATIVAS

Se aplican en aquellas zonas donde se superan regularmente los niveles admisibles de la calidad del aire, incluyen la aplicación de medidas de mitigación en aquellas fuentes que

se consideran más contaminantes y tienen como objetivo la reducción de las emisiones de contaminantes o la mejoría de las condiciones para la dispersión.

Entre las medidas para la reducción de las emisiones de contaminantes se encuentran:

- Las que actúan directamente **sobre los gases y humos emitidos.**
- Las que inciden **sobre el proceso tecnológico.**
- Las que inciden **sobre los combustibles y las materias primas.**

TECNOLOGÍAS PARA LA DEPURACIÓN DE GASES Y HUMOS

Se clasifican en dos grupos:

PARA LA SEPARACIÓN DE PARTÍCULAS

- Cámaras de decantación por gravedad. (sedimentadores)
- Ciclones
- Separadores húmedos (scrubbers)
- Precipitadores electrostáticos
- Filtros de tejidos (filtros de mangas)

La eficiencia en la captación de partículas es mínima en las cámaras de sedimentación y máxima en los filtros de tejidos.

PARA LA REDUCCIÓN CONTAMINANTES GASEOSOS

Los procesos para la reducción de contaminantes gaseosos se clasifican atendiendo al proceso físico-químico en:

- Procesos de absorción
- Procesos de absorción
- Procesos de oxidación térmica
- Procesos de reducción catalítica
- Procesos de condensación

Las medidas de reducción de contaminantes permiten dar solución a los problemas de contaminación ambiental locales, pero presentan los inconvenientes siguientes:

- Se transfiere el problema de la contaminación atmosférica a otro medio, debido a que los procesos de depuración generan residuos sólidos o líquidos que hay que disponerlos en algún lugar.
- Los procesos de depuración de los gases consumen energía y materias primas que para su producción se requiere la generación de determinadas cargas contaminantes. Puede darse la paradoja que globalmente los contaminantes producidos sean más que los eliminados en el proceso de depuración.

MEDIDAS PARA LA REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA QUE INCIDEN SOBRE EL PROCESO TECNOLÓGICO.

- LA MODIFICACIÓN DEL PROCESO TECNOLÓGICO.
- LA REFORMULACIÓN DEL PROCESO

- **EL RECICLADO O RECUPERACIÓN DE LOS SUBPRODUCTOS OBTENIDOS.**

Debe tratarse de implementar estímulos para el uso de tecnologías poco contaminantes. Teniendo en cuenta que el transporte es una fuente de contaminación importante debe estimularse la aplicación de innovaciones tecnológicas a los vehículos tales como desarrollo de nuevos combustibles, empleo de catalizadores en los tubos de escape para reducir las emisiones, desarrollo de los vehículos eléctricos, etc.

En el caso del reciclado es necesario disponer de las tecnologías desarrolladas y su aplicación en instalaciones ya existentes que no lo previeron, puede no resultar ni técnica ni económicamente factibles. No obstante, es necesario considerar que ésta es una tendencia moderna en las técnicas de conservación del medio ambiente,

MEDIDAS QUE INCIDEN SOBRE LOS COMBUSTIBLES Y LAS MATERIAS PRIMAS.

Debido a que el uso de los combustibles fósiles es a menudo una de las principales fuentes de contaminación atmosférica, el empleo de los menos contaminantes disponibles será una primera medida a analizar.

La reglamentación de las características, calidades y condiciones de uso de los diferentes combustibles puede contribuir a la disminución de las emisiones de contaminantes. Debe fomentarse el uso de combustibles de bajo poder contaminante tales como: gas natural, gasóleos de bajo contenido de azufre y gasolinas libres de plomo.

En el caso de las materias primas, la sustitución por sustancias menos tóxicas o dañinas es una medida que debe ser considerada siempre que sea posible, en particular en los procesos que emplean solventes volátiles que ocasionan emisiones no conducidas.

CONDICIONES PARA LA DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES.

Elevando la altura de las chimeneas de las fuentes de emisión disminuyen las concentraciones de los contaminantes a nivel del suelo. Incrementos en la temperatura y la velocidad de los gases que salen de las chimeneas, también contribuyen a la disminución de las concentraciones de los contaminantes en la superficie del terreno.

Es importante considerar que las condiciones de emisión reducen el problema de la contaminación a escala local, pero la emisión de grandes cantidades de contaminantes a grandes alturas, puede ocasionar que estos queden atrapados en zonas relativamente estables de la atmósfera y transportados a grandes distancias.

ACCIONES PREVENTIVAS.

Son aquellas encaminadas a evitar que surjan los problemas .Dentro de esta acciones preventivas las fundamentales son :

➤ La planificación urbana

Muchos de los problemas de contaminación atmosférica que hoy existen en las grandes ciudades, se pudieron evitar o al menos atenuar, empleando una planificación adecuada

de la estructura urbanística de las ciudades y una correcta localización de las zonas industriales y otras actividades potencialmente contaminantes. Ello requiere contar con los estudios de las condiciones meteorológicas, topográficas y geográficas que posibiliten seleccionar adecuadamente y distribuir la ubicación de las fuentes contaminantes.

➤ **Estudios previos de impacto ambiental**

La rigurosa prevención de las posibles afectaciones al medio que van a provocar determinadas acciones, planes o proyectos, permite introducir las consideraciones ambientales en la planificación socio económica.

Se define la Evaluación de Impacto Ambiental como aquellos estudios dirigidos a identificar, interpretar y prevenir las consecuencias que determinadas acciones, planes o proyectos pueden producir sobre la salud del hombre, los ecosistemas o los bienes materiales.

➤ **Ahorro energético**

Uno de los sectores industriales que más ha influido en la contaminación atmosférica durante las últimas décadas ha sido la generación de energía. La generación de grandes cantidades de energía a partir de combustibles fósiles (especialmente el petróleo) a precios relativamente bajos, provocó entre las décadas del 50 y el 60 un incremento considerable del consumo y un gran despilfarro energético. Todo ahorro de energía procedente de la combustión, implica una disminución de la emisión de contaminantes.

LUCHA CONTRA LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN CUBA

En Cuba se elaboro un Programa Nacional de Medio Ambiente y Desarrollo (1993) que estableció los objetivos y acciones encaminadas a la protección de la atmósfera.

En 1997, la Asamblea Nacional aprobó la Ley 81 del Medio Ambiente, la que en su Capítulo 7 establece que los Organismos y Órganos encargados de la protección de la atmósfera o cuya actividad incide en ésta, basaran sus actuaciones en las disposiciones siguientes:

- Asegurar que la contaminación de la atmósfera no sobrepase los niveles de sustancias extrañas permitidas por las normas establecidas.
- Reducir y controlar las emisiones de contaminantes a la atmósfera producidas por la operación de fuentes artificiales o naturales, fijas o móviles, de manera que se asegure la calidad del aire de conformidad con las normas que la regulan, para la salvaguardia del medio ambiente y en especial de la salud humana y el cumplimiento de los compromisos internacionales asumidos por el país.

En 1997 también se estableció la Estrategia Nacional Ambiental, que identifico los principales problemas ambientales del país y definió los instrumentos para materializar dicha estrategia, que incluyen entre otros: las evaluaciones de impactos ambientales, las licencias ambientales y el sistema de inspección estatal.

Actualmente está vigente la Estrategia Ambiental 2007-2010 que recoge una actualización de la Estrategia Ambiental Nacional y establece las metas y tareas para este periodo.

Bibliografía

1. *González González, J.E., Contaminación Atmosférica, 1997: Universidad de las Palmas. España.*
2. *NC 93-02-202/1987 Calidad del aire. Requisitos higiénicos sanitarios. O.N.d. Normalización, Editor. 1987*
3. *NC 39:1999 Calidad del aire. Requisitos higiénicos sanitarios(enmienda), O.N.d. Normalización, Editor. 1999.*
4. *Pire Rivas, S.F., Contaminación atmosférica. 2000, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría: La Habana. Cuba.*
6. *La atmósfera. La contaminación del aire. [cited 2008 13/10]; Available from: http://omega.ilce.edu.mx:3000/sites/ciencia/volumen2/ciencia3/097/htm/sec_11.htm.*
7. *Las dioxinas y sus efectos en la salud humana. Noviembre 2007 [cited 2009 09/28]; No. 225]. Available from: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs225/es/index.html>.*
8. *Contaminantes persistentes. Dioxinas y furanos. [cited 2008 13/10]; Available from: http://siu2.udea.edu.co/grupos/LACOPs/ContPersist_Efectos.htm.*
9. *CITMA .Estrategia Ambiental 2007-2010.*
9. *López Cabrera, C.M., Introducción a la Gestión de la Calidad del aire. 2006, Cuba: Instituto de Meteorología. Centro de Química y Contaminación de la Atmósfera.*
10. *Berner, R. Efecto invernadero. 2007 [cited 2008 17/09]; Available from: <http://www.monografias.com/trabajos35/lluvia-acida/lluvia-acida.shtml>.*
11. *Bazalar Díaz, J.M. Lluvia Acida. 2006 [cited 2008 17/09]; Available from: <http://www.monografias.com/trabajos35/lluvia-acida/lluvia-acida.shtml>.*
12. *NC 111:2004 Calidad del aire. Reglas para la vigilancia de la calidad del aire en asentamientos humanos, O.N.d. Normalización, Editor. 2004.*
14. *NC 242: 2005 Guía de datos tecnológicos para el inventario de emisiones de los contaminantes atmosféricos desde fuentes industriales estacionarias., O.N.d. Normalización, Editor. 2005.*

16. *NC TS 803:2010 Emisiones máximas admisibles de contaminantes a la atmósfera en fuentes fijas puntuales de instalaciones generadoras de electricidad y vapor. O.N.d. Normalización, Editor. 2010.*
17. *EPA., Air Pollution Emission Factors AP-42: USA.*
18. *Ingeniería, Á.d.P.d., Modelos Gaussianos de Difusión Atmosféricas de Contaminantes Universidad de la Rioja: España.*
19. *Turtós Carbonell, L., et al., Externalidades Ambientales Atmosféricas de la Generación Eléctrica, in Caracterización de los modelos de dispersión local a considerar en el proyecto. 2002, Cubaenergía: Cuba.*
20. *EPA, SCREEN3 Model User' Guide. 1995, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division, Research Triangle Park, North Carolina 27711: U.S.*
21. *Idriss, A., Air Quality Model Guideline. March 2003, Science and Standards, Branch Alberta Environment: Canada.*
20. *EPA, USER'S GUIDE FOR THE INDUSTRIAL SOURCE COMPLEX (ISC3) DISPERSION MODELS. 1995: Carolina del Norte.*
22. *Van Heyst, B., Air Quality Course . 2008: Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría.*
23. *Technology Transfer Network Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling [cited 2008 15/09]; Available from: http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm.*
24. *Technology Transfer Network. Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling. [cited 2010 enero 4]; Available from: http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm.*
25. *Wark, K., C.F. Warner, and D.W. T., Air Pollution. Its Origin and Control. Third Edition, ed. I. Addison Wesley Longman. 1998.*
26. *Molina Esquivel, E., Propuesta de concentraciones máximas admisibles de contaminantes del aire en asentamientos humanos en Cuba, in Programa Ramal CT: Protección del medio ambiente y desarrollo sostenible. 2009, Institución: Instituto Nacional de Higiene, Epidemiología y Microbiología: Habana.*