

6.1. Introducción.

El desarrollo de poblaciones humanas cada vez más densas en determinados puntos de la superficie terrestre, poblaciones éstas que en general se concentran en las regiones en que existe agua en disponibilidad, o sea, en torno de los lagos o a lo largo de los ríos, dió origen al problema de la contaminación de los cursos de agua por sus propias materias fecales. En efecto, ríos y lagos, además de constituir fuente de abastecimiento de agua, representan el vehículo natural para la filtración de los productos indeseables de actividades humanas, no sólo domésticas, sino también industriales. Por este proceso las fuentes de agua se van tornando progresivamente inadecuadas al consumo de las poblaciones que, a su vez, no dejan de aumentar. Las únicas soluciones existentes para dicho problema consisten en depurar el agua que recibe el desecho, a fin de hacerla potable, o en depurar el propio desecho antes de lanzarlo al curso de agua. Ambas soluciones son empleadas, simultáneamente, por las modernas civilizaciones, desarrollándose, cada vez más, las dos técnicas: la del tratamiento de agua y la de tratamiento de desagues.

Tratar un desague es, principalmente, oxidarlo. Es transformar sus componentes en compuestos simples, en sales minerales y anhídrido carbónico. Esto sería posible, simplemente, a través de la incineración: de la quema del material orgánico que constituye el desecho; resultarían sales minerales, bajo la forma de cenizas y anhídrido carbónico. Entretanto, el desague está formado predominantemente de agua, no pudiendo su material sólido, orgánico, parcialmente disuelto y parcialmente en suspensión, servir como combustible. Sería necesaria la utilización de otros combustibles que proporcionarían calor suficiente para esa calcinación y el proceso, aunque eficiente, se tornaría oneroso. Entretanto, la oxidación puede ser realizada más lentamente, sin llama, a través de reacciones enzimáticas promovidas por microorganismos que se desarrollan y proliferan rápidamente en el desague rico en sustancias orgánicas que les sirven de alimento. Esos procesos pueden ser observados en la propia naturaleza, en el curso de un río o en el volumen de un lago polucionado por desperdicios orgánicos. Es la llamada autopurificación de los cursos de agua, cuyos principios vienen siendo metódicamente estudiados a fin de ser aplicados en las modernas instalaciones de tratamiento de desagues. En éstas, el hombre procura repetir, en corto espacio de tiempo y utilizando pequeñas áreas, aquellos procesos que se observan en los ríos y lagos y que llevan el material putrefacto y mal oliente a transformarse en sales minerales y anhídrido carbónico, restableciendo la limpidez de las aguas naturales.

6.2. Autopurificación de los Cursos de Agua.

La materia contaminada que llega a un curso de agua sufre un proceso natural de neutralización que incluye, princi-

palmente, la dilución, la sedimentación y la estabilización química, proceso éste que recibe la denominación genérica de autopurificación. Siendo el fenómeno de reoxigenación aquel que es más sensible, ya que tanto la contaminación como su estabilización quedan determinadas en términos de oxígeno disuelto y déficit de saturación (medidos directamente), en general se refiere a la reoxigenación o reaireación, como sinónimo de autopurificación. Pero las propias fórmulas matemáticas que permiten prever la curva de depresión del oxígeno incluyen, necesariamente, los datos de dilución y sedimentación de la materia orgánica contaminadora.

Si se considera cualquier cuerpo de agua, libre de materias reductoras (desperdicios, materia orgánica en descomposición en general) se tiene que su concentración de oxígeno disuelto está en permanente equilibrio con la presión parcial del oxígeno atmosférico. Esa concentración es proporcional a la temperatura del agua y puede expresarse en términos de porcentaje de saturación. Al recibir, esa agua, cierta carga contaminadora (expresada en valores de DBO), parte de su oxígeno disuelto será utilizada en la oxidación biológica de la materia orgánica introducida, pudiéndose decir, entonces, que el agua no se encuentra ya saturada de oxígeno, pero que presenta un déficit de saturación (diferencia entre la concentración prevista, en miligramos por litro, a la temperatura existente, y la concentración encontrada en las determinaciones químicas). Ese déficit de saturación tiende a ser compensado, posteriormente, a costa de dos fenómenos generalmente operantes: la reaireación, a partir de oxígeno atmosférico, exógeno, y reoxigenación, a partir de la producción fotosintética, por los organismos clorofilados que habitan el propio cuerpo de agua y, por lo tanto, endógena. La tendencia final será la recuperación de las condiciones iniciales, o sea, la saturación de oxígeno, completando el proceso general de autopurificación. La representación gráfica de la resultante de los dos fenómenos opuestos (desoxigenación y reoxigenación) se denomina curva de depresión del oxígeno.

6.2.1. Factores que Intervienen en el Proceso.

Una película superficial, sumamente delgada, del agua en contacto con la atmósfera, se mantiene siempre rica en oxígeno, aún cuando exista intensa contaminación de las capas subyacentes. La propia saturación de esa película superficial impide que nuevas cantidades de oxígeno penetren en el agua, por disolución, a partir del aire atmosférico, pero la difusión del oxígeno de esa película para las otras capas es posible y bastante facilitada por el contacto más íntimo entre la película y la masa de agua, proporcionada por la agitación o turbulencia. Así, se tiene como primer factor de gran importancia en la reaireación, el grado de agitación a que está sujeta la masa de agua. La agitación, a su vez, depende de varios factores, como: la velocidad de desplazamiento del agua; la profundidad; accidentes topográficos; acción de los vientos; corrientes producidas por varias acciones (inclusive diferencias de densidad y de tempe-

ratura). La reoxigenación fotosintética, a su vez, depende de la presencia de seres clorofilados (que puede ser medida en unidades patrón de área o volumen, por mililitro de agua, o en términos de concentración de clorofila); de la transparencia de las aguas (medida con auxilio del disco de Secchi, por ejemplo); de la intensidad luminosa (medida en el instante de la investigación, en unidades lux, con auxilio de luxímetro o fotómetro, o registrada en unidades langley, por medio de actinógrafos); de la profundidad del agua (es importante establecer, aquí, la profundidad de compensación, Ver Capítulo 2).

Por otro lado, la eliminación de oxígeno del agua, en el proceso de desoxigenación resultante de la oxidación bioquímica de la materia orgánica, depende, también, de varios factores, entre los cuales deben mencionarse: la presencia de bacterias aerobias; temperatura; sedimentación de lodo orgánico; sub-productos de la composición anaerobia de los lodos sedimentados.

Streeter y Phelps, en 1925, basados en la hipótesis de que, en cualquier instante dado, el déficit de saturación de oxígeno en el agua corresponde a la resultante de la suma de los efectos de la desoxigenación por descomposición aerobia de la materia orgánica y de la oxigenación, como resultado de la reaireación atmosférica, realizándose ambas simultánea e independientemente una de otra, llegaron a la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{dD}{dt} = k_1 L - k_2 D \quad (I)$$

de cuya integración resulta:

$$D = \frac{k_1 \cdot L_a}{k_2 - k_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_a - e^{-k_2 t} \quad (II)$$

donde D es el déficit de saturación del oxígeno disuelto en agua en determinado punto; t es el tiempo de recorrido entre dos puntos, en el curso de agua; k_1 es el llamado coeficiente de desoxigenación; k_2 , coeficiente de aireación; L_a , la concentración inicial de DBO; D_a el déficit inicial de saturación de oxígeno.

El déficit máximo, o crítico (D_c), tiene por valor:

$$D_c = \frac{L_a e^{-k_1 t_c}}{f} \quad (III)$$

y ocurre en un punto situado en la parte baja del lanzamiento, a una distancia cuyo recorrido corresponde al llamado tiempo crítico (t_c):

$$t_c = \frac{1}{k_1 (f-1)} \log e \left\{ f \left(1 - \frac{D_a (f-1)}{L_a} \right) \right\} \quad (IV)$$

siendo f la relación k_2/k_1 , introducida por Fair (1) con la denominación de coeficiente de autopurificación.

Camp (2) modificó la ecuación (II), con el propósito de introducir valores referentes a la remoción de DBO por sedimentación de partículas orgánicas, al aumento de DBO producido por subproductos de la descomposición anaerobia de los lodos sedimentados y a la reoxigenación por fotosíntesis, llegando a:

$$D = \frac{k_1}{k_2 - k_1 - k_3} \left(L_a - \frac{p}{2.3(k_1 + k_3)} \right) \left(e^{-(k_1 + k_3)t} - e^{-k_2 t} \right) + \frac{k_1}{k_2} \left(\frac{p}{2.3(k_1 + k_3)} - \frac{a}{2.3k_1} \right) (1 - e^{-k_2 t}) + D_a \cdot e^{-k_2 t} \quad (V)$$

donde k_3 es la tasa de sedimentación de DBO; p la tasa de adición de DBO por descomposición de los sedimentos y a la tasa de producción endógena del oxígeno, por fotosíntesis.

6.2.2. Obtención de los valores de los Coeficientes de Desoxigenación.

Los valores de k_1 , para determinada masa de agua, se obtiene por la relación:

$$\frac{L_t}{L_a} = e^{-k_1 t} \quad (VI)$$

donde L_t representa la concentración de DBO en un determinado punto, después de un tiempo t de recorrido.

Cuando se obtiene ese valor a partir de la DBO medida a 20°C, debe ser corregido para las temperaturas promedio encontradas en ese cuerpo de agua. Camp (3) sugiere, como medida más exacta, que la DBO sea medida, en un día, por sumersión de frascos opacos, conteniendo una muestra de agua, en el propio curso de agua y, por lo tanto, sujeto a las variaciones locales de temperatura.

Utilizándose la expresión arriba citada, se obtiene directamente el valor de $k_1 t$, mediante el empleo de índices apropiados (encontrados en manuales de ingeniería o de física) que nos dan el valor de la ecuación e^{-x} , relativo a cada variación de x . Obtenido de ese modo el valor de $k_1 t$ (x) y conociéndose el valor de t , se encuentra fácilmente el valor de k_1 . Estando los valores de t expresados en días, se obtiene también los valores de k_1 por día.

El coeficiente k_1 mide la velocidad de reacción o la actividad de los microorganismos aerobios presentes en el agua. Los valores de la DBO que miden esa actividad, están sujetos a

algunas influencias que merecen ser aquí consideradas. La principal de esas interferencias se presenta ante la presencia de algas que, al ser incubadas en ausencia de luz, dejando de producir oxígeno por fotosíntesis, permanecen respirando en la muestra de agua, constituyendo una demanda extraordinaria que en verdad es falsa, ya que proviene de materia estable (sería verdadera DBO si esas algas estuvieran muertas, en descomposición). Si, de otra manera, la incubación fuera realizada en presencia de luz, las algas, produciendo oxígeno por fotosíntesis, determinarían una reducción de la verdadera demanda bioquímica. La remoción de las algas, en ese caso, por filtración o centrifugación, no es satisfactoria, ya que parte del material orgánico en suspensión será, también, removido, originando una DBO menor que la verdadera. La mejor solución, para el caso, parece ser aquella que consiste en la incubación simultánea de muestras, en ambiente iluminado y en oscuro, y a través de la producción fotosintética de oxígeno, calcular la cantidad que fué respirada en el ambiente oscuro (la respiración y fotosíntesis serán proporcionales, desde que la temperatura, la concentración de algas (o de clorofila), la intensidad luminosa y otros factores permanecen constantes).

Otro factor que puede intervenir en la medida de DBO, es la existencia de un período de adaptación necesario a las bacterias aerobias colocadas en una muestra diluída de aguas que originalmente presentaban completa ausencia de oxígeno. Cuando el agua al ser examinada presenta condiciones de anaerobiosis, esa muestra, después de ser diluída convenientemente para la incubación, será inoculada con agua que contiene bacterias aerobias de desagües, de acuerdo con lo recomendado por los métodos patrones. Sucede que las bacterias introducidas necesitan un período de tiempo, más o menos prolongado (que puede llegar a 2 ó 3 días), o mejor, el cambio de tipo de respiración (anaerobia por aerobia) requiere cierto tiempo para hacerse efectiva, dando como resultado una DBO sensiblemente menor que la real.

Las aguas que sufren intenso fenómeno de nitrificación, pueden presentar valores de DBO más elevados que los reales. En efecto, la transformación del nitrógeno amoniacal por nitrógeno nitroso y nítrico, por actividad de las nitrobacterias, en aguas muy ricas en productos de descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados, consume cantidades relativamente grandes de oxígeno, siendo necesario, en estos casos, inhibir las bacterias relacionadas con el ciclo del nitrógeno sin perjuicio, entretanto, de las demás.

Los otros dos coeficientes, k_3 y p , relacionados con la desoxigenación, pueden ser estimados, según Camp (2) a través de medidas de DBO en muestras tomadas en los dos puntos de colecta estudiados, además de una o más muestras en puntos intermedios, tomadas con intervalos de tiempo aproximadamente iguales a los tiempos de flujo, t . Mientras tanto, se debe tener el cuidado de establecer puntos separados, entre sí, por distancias bastante pequeñas para que k_1 conserve el mismo va

lor en toda la extensión. Camp (3) utiliza, también, en la evaluación de la DBO de los depósitos orgánicos del lecho del río polucionado, los valores promedios encontrados de los sólidos volátiles, en muestras de lodo, admitiendo que la DBO sea directamente proporcional al contenido de sólidos volátiles y directamente proporcional a la profundidad del lodo. Oswald y cols. (4) valorizan la cantidad sedimentada de lodo en lagunas de estabilización, depositando, en el fondo de las mismas y en diferentes puntos, recipientes de cuyo centro parten astas metálicas que van hasta la superficie. Después de cierto tiempo, se coloca un embudo invertido, haciéndolo bajar por la asta metálica, hasta recubrir el recipiente, en el fondo del lago. Luego, el recipiente es cuidadosamente retirado (siendo cubierto por el embudo, a fin de evitar la dispersión del lodo acumulado) y se mide la cantidad total del depósito. Velz (5) aconseja que se mida, en todas las fuentes de DBO que contribuyen a la polución del cuerpo de agua, la fracción de esta DBO que está constituida por materia sólida. Esto puede hacerse dejando que una muestra sedimente su materia sólida por espacio de una hora y midiendo la DBO del líquido sobrenadante, comparándola, luego, con la DBO obtenida en la muestra total.

La influencia ejercida por los lodos, en la elevación de la DBO de las aguas ha sido determinada, directamente, por Fair y cols. (6) y, más recientemente, por Edwards y Rolley (7) utilizando frascos en los que se coloca el lodo en contacto con agua circulante, inicialmente saturada de oxígeno, midiéndose la concentración de oxígeno del agua después de su paso sobre el lodo, con diferentes flujos, ya que la velocidad del paso del agua produce alteraciones en la tasa de consumo de oxígeno por el lodo. Camp (3) ideó, también, un aparato para registro continuo de esa interferencia.

De acuerdo con las informaciones de esos autores y también de Edwards y Owens (8) y Camp (2) el aumento de la DBO producido por los depósitos orgánicos, se debe a los productos de descomposición anaerobia, resultantes de la actividad biológica en el interior de los sedimentos, productos éstos que se difunden, posteriormente, en las aguas situadas por encima. Depende, pues, de la tasa de difusión y transporte de los subproductos oxidables para el agua y no de la difusión del oxígeno del agua para el interior del lodo. Dependiendo de la profundidad del cuerpo de agua, esta influencia puede asumir proporciones muy grandes y se admite que en sistemas comunes el metabolismo respiratorio de los organismos que ocupan el lecho puede llegar a constituir una demanda superior a la representada por el cuerpo de agua. Aunque el consumo de oxígeno dependa del espesor de la capa de lodo, Edward y Rolley (7) comprobaron que esa dependencia no se aplica a espesores superiores a 2 cm, por lo menos cuando los lodos no son muy ricos en fauna invertebrada. Larvas de quironómidos y gusanos tubificídeos pueden elevar el consumo de oxígeno debido al lodo, a través del aumento que producen en la profundidad de la capa aerobia, siendo esa profundidad directamente

proporcional a la población de esos invertebrados, cuando ésta alcanza densidades superiores a 50,000 por metro cuadrado. Esos animales, además aumentan la resistencia del lodo a la erosión, pero, cuando constituyen una población muy densa y la producción de gases de la zona anaerobia es elevada, las capas superiores de lodo, que contienen gran número de orificios o canales (los "tubos" de los quironómidos y tubificídeos) pueden flotar, siendo cargadas con el agua. Esa resuspensión del material desprendido de los sedimentos causa, entonces, gran aumento en el consumo de oxígeno, llegando, en algunos casos, la erosión de una capa superficial de 0.5 cm de espesor de lodo a aumentar el consumo en 0.2 a 1.2 gr/m²/h.

En ríos polucionados con residuos solubles, filamentos fijos de bacterias, tales como *Sphaerotilus*, pueden llegar a consumir más de 7 gr. de oxígeno por metro cuadrado por día (7). Hull (9) resalta el hecho de que, además de la demanda ejercida por los lodos, existe una cierta desoxigenación de las aguas, debido al burbujeo de gases provenientes de los depósitos de lodo del fondo, por un proceso físico, de adsorción del oxígeno para el interior de las burbujas de gas, a través de la interface gas-agua, ya que esas burbujas, formadas anaerobicamente, no contienen oxígeno en su interior, habiendo tendencia al establecimiento de equilibrio entre las presiones de los dos gases.

Velz (5) afirma que solamente cuando la velocidad del río es inferior a 0.2 m por segundo es que hay deposición de sedimentos orgánicos en el fondo. Cuando la velocidad es superior a 0.3-0.5 m por segundo, hay arrastre del lodo ya sedimentado. Según la fórmula de Streeter,

$$L_d = \frac{P_d}{2.3 k'} (1 - e^{-k' t'}) \quad \text{(VII)}$$

donde L_d es la DBO acumulada en el área de deposición (en gr.); P_d es la DBO adicionada al área de deposición, en gramos por día; k' es el coeficiente de consumo, o de totalidad de los depósitos de lodo; t' es el tiempo de acumulación (y no el tiempo de pasaje). La materia consumida es la que produce demanda, habiendo, pues, una condición de equilibrio, en que la cantidad consumida del depósito es igual a la cantidad que se adiciona por día. En estas condiciones, no habrá cambios en el nivel de acumulación, significando situación de demanda máxima. Cuanto mayor sea el depósito, mayor será la demanda diaria de oxígeno. Si el depósito es reciente, con tan solo dos días, se tendrá que esa cantidad de lodo corresponde a 187% de la DBO que se deposita por día, habiendo un consumo de apenas 13%. Con 50 días, se tendrá un depósito mayor, cerca de 14 veces la DBO sedimentada por día pero el consumo diario será ya de 96.8%. Con un poco más de tiempo, se llegará a la situación en que toda la DBO depositada por día es consumida en ese mismo día (permaneciendo el volumen constante, ya depositado). Se debe, pues, tener en