

mente el hecho de que el efecto de los sedimentos sobre el perfil de oxígeno disuelto depende no sólo del hecho de que el depósito puede, potencialmente, aparecer, sino también de la extensión del período en que éste tuvo la oportunidad de acumularse sin interrupción. Según Camp (2), sin embargo, esas condiciones (admitidas por Streeter y comprobadas por Velz en ríos norteamericanos) no ocurren siempre. La mayor parte de los depósitos de lodo encontrados en un cierto punto de un río son resultado de la resedimentación de depósitos de lodo arrastrados, por efecto de la elevación de la velocidad y de períodos fríos, mientras que la demanda de oxígeno ejercida por esos depósitos sobre las capas superiores de agua se hace crítica solamente en las épocas cálidas, de menor flujo. Además de esto, se debe recordar que la demanda ejercida por los lodos sedimentados en un día, sobre la masa de agua, es totalmente diferente a la DBO de esos lodos, ya que su descomposición se hará anaerobicamente (por lo tanto, sin consumo de oxígeno) y solamente los productos de esa transformación producirán DBO. En este sentido es criticable, también, la utilización de los datos referentes a la DBO de los lodos, aconsejada por Velz en el caso en que los mismos sean empleados en la valorización de la demanda producida sobre el agua por los lodos depositados, pero esa determinación será útil en la valorización de la DBO obtenida del cuerpo de agua por sedimentación, ya que en la muestra total de agua, que contiene las partículas en suspensión, sometida a los análisis para la determinación de la DBO, ese material sólido será oxidado aerobicamente.

6.2.3. Obtención de las Constantes de Reoxigenación.

Existiendo cierta demanda de oxígeno en el agua (L), el oxígeno que será consumido en su compensación tenderá a ser repuesto a partir del aire atmosférico, ya que se crea una situación de desequilibrio entre las dos faces (aire y agua). Esa reposición dependerá, naturalmente, del grado de subsaturación de oxígeno resultante en el agua (déficit de saturación, D) y de una constante (k_2) de reaireación. Esta última depende, a su vez, de factores tales como: turbulencia, temperatura y profundidad. Existe, no obstante, además de éstas, una contribución en oxígeno de origen fotosintético que no depende del déficit de saturación existente.

El cálculo de la reaireación, por las fórmulas originales de Streeter y Phelps, admite la inexistencia de contribución fotosintética. Por consiguiente, cuando el valor k_2 se calcula partiendo de datos de campo que incluyen medidas del déficit de saturación de oxígeno disuelto, el resultado obtenido es superior a los valores encontrados a partir, simplemente, de datos relativos a la turbulencia, temperatura y profundidad. De esta manera, pueden encontrarse, en medidas directas, en el propio curso de agua, valores mucho más elevados que los previstos en función de gradientes de velocidad (2). No siendo la contribución en oxígeno por la fo-

tosíntesis, proporcional al déficit de saturación, se encuentran, frecuentemente, condiciones de supersaturación y ésta, algunas veces, acompañada de altos valores de DBO, como ya pudo el autor observar en varias oportunidades, en aguas del Estado de Sao Paulo, Brasil (10) (11). Esta última constatación, además de positivar el hecho de que la curva de concentración de oxígeno, en las aguas, no siempre es inversa a la curva de DBO, o aún de desoxigenación, indica si, ser la velocidad de producción de oxígeno por fotosíntesis sensible - mente mayor que la de la respiración por los microorganismos aerobios que causan su depresión (10). Ese desequilibrio se presenta, naturalmente, durante las horas iluminadas del día, promoviendo, así, un saldo de oxígeno que será utilizado durante la noche, cuando solamente se comprueban reacciones de respiración y ese saldo es el que permite, principalmente en el caso del tratamiento de desagües en lagunas de estabilización, el mantenimiento de condiciones aerobias durante la mayor parte del tiempo. La supersaturación de oxígeno de las capas superficiales de agua, origina, por otro lado, una condición de contragradiante a la entrada de oxígeno del aire atmosférico, a fin de impedir la reaireación, aún en el caso de que el coeficiente k_2 sea elevado.

Varios autores se han ocupado de la medida de las influencias ejercidas por los organismos fotosintetizantes, en la economía de oxígeno de un curso de agua, mediante el empleo de varias técnicas diferentes. Con relación a plantas superiores, con raíces, se utiliza, generalmente, el método que consiste en removerlas, totalmente, de un área determinada y medir la cantidad que allí crece, en determinado período de tiempo, por intermedio de la valorización de su contenido de carbono. Considerándose que, para cada gramo de carbono fijado, las plantas producen cerca de 2.7 gr. de oxígeno en el medio, se obtiene, así, el valor de esa oxigenación que se expresa en gramos por metro cuadrado por día. Valores relativos a la producción de oxígeno por fitoplacton, pueden ser calculados a partir de la técnica de los frascos opacos y transparentes, considerándose como valor de « la diferencia entre el oxígeno obtenido en el frasco transparente y el obtenido en el frasco oscuro, después de 24 horas, o, también, por la medida de la concentración de clorofila presente calculándose, después, la cantidad de fotosíntesis, a través de valores determinados en el laboratorio, en función de la luz presente y otros factores intervinientes (12). Empleando ambas técnicas, el autor ha obtenido, para aguas de embalses contaminadas, en Sao Paulo, Brasil, valores de α de 2 a 3 mg/l/día, hasta un metro de profundidad y de 0.2 a 0.3 mg/l/día en relación a todo el volumen de agua.

Las relaciones entre los diferentes factores que intervienen en la economía del oxígeno pueden expresarse de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$Q = P \pm M - R \quad (\text{VIII})$$

donde Q es la tasa de ganancia o pérdida de oxígeno por unidad de superficie, entre dos puntos de observación; P , es la tasa de fotosíntesis, por unidad de área; R , la tasa de utilización de oxígeno por unidad de área y M , la tasa de toma de oxígeno por difusión, por unidad de área. El valor de Q puede obtenerse de la relación:

$$Q = (C_2 - C_1) \frac{F}{S} \quad (\text{IX})$$

siendo C_1 la concentración de oxígeno disuelto en un punto del curso de agua, en determinado instante T_1 ; C_2 , la concentración de oxígeno disuelto, en un punto aguas abajo del primero, en un determinado instante T_2 ; F , el gasto; S el área entre los dos puntos; $(T_2 - T_1)$, el tiempo de retención promedio del agua entre los dos puntos. Durante las horas oscuras del día el valor Q se determina tan sólo por las tasas de respiración de la comunidad y la de difusión a través de la superficie:

$$Q = M - R \quad (\text{X})$$

La tasa de difusión depende del grado de saturación de oxígeno en el agua (D) y del llamado coeficiente de transformación (K_{La}):

$$M = K_{La} \cdot D \quad (\text{XI})$$

Así, cuando hay luz,

$$Q = K_{La} \cdot D - R \quad (\text{XII})$$

Ese coeficiente de transformación fué introducido por Adeney y Becker, en 1919 y sugerido por Gameson y Barrett (14) como una medida más importante que el coeficiente de reaireación (k_2), para un déficit de saturación dado. Este tiene dimensiones de velocidad, pudiendo estar expresado en cm/h y su relación con k_2 se expresa por:

$$K_{La} = 2.92 H k_2 \quad (\text{XIII})$$

donde H es la profundidad promedio del agua (8).

Considerándose constante la respiración de la comunidad acuática, o que ésta varíe de manera previsible con la temperatura y la concentración de oxígeno, es posible calcular el coeficiente de transformación, K_{La} , y la respiración, R , a través de la medida de la tasa de variación de oxígeno (Q), en diferentes períodos de tiempo, durante las horas de oscuridad, a diferentes déficits de saturación. Este método solamente puede ser usado cuando existe una gran variación de déficit de saturación durante la noche. Donde no ocurra esta variación, la concentración de oxígeno necesita ser reducida mediante la adición de sulfito de sodio. La tasa de variación del contenido de oxígeno entre los dos puntos será medida, antes y durante el paso de un volumen de agua desoxi-

genada por la adición controlada de sulfito de sodio y de un catalizador de cobalto (15). En ríos de Inglaterra se ha utilizado la técnica que consiste en cubrir un trecho de 100 metros del río con una cobertura de plástico opaco (negro) a fin de impedir la fotosíntesis y midiéndose la variación de concentración de oxígeno durante las 24 horas. Esa técnica, evidentemente, sólo podrá ser usada en pequeños cursos de agua, con elevada productividad y en días tranquilos, pues la cobertura podrá ofrecer resistencia a la acción de los vientos, originando falsos valores de K_{La} .

Camp, en ríos norteamericanos (3) ha utilizado, para medir la oxigenación producida por el plancton, la técnica de los frascos transparentes y opaco. La diferencia entre la concentración inicial de oxígeno y la que se encuentra, después de cierto tiempo (en general 24 horas), en los frascos oscuros, representan la DBO (medida con las propias temperaturas del curso de agua, por lo tanto, más real que la determinada en laboratorio, a 20°C). La diferencia de concentración de oxígeno encontrada entre los frascos transparentes y el inicial, proporciona el valor de la producción líquida de oxígeno. Esta experiencia debe hacerse en diferentes profundidades y el promedio de los varios resultados, dividido por la profundidad hidráulica del sistema, representa el valor de α que debe estar expresado en miligramos por litro por día. Conociéndose, en un punto, el valor de la DBO (L) y el déficit de saturación (D) y los valores de α y k_1 , se obtiene el valor de k_2 por la relación:

$$2.3 k_2 D + \alpha = 2.3 k_1 L \quad (\text{XIV})$$

Esta técnica, sin dilución de la muestra, no puede emplearse en ríos fuertemente polucionados, ya que, siendo grande la concentración de materia oxidable, ésta podrá, antes de las 24 horas, consumir totalmente el oxígeno en los frascos opacos. En efecto, sabiendo que cerca del 32% de la DBO de 5 días es, generalmente, satisfecha en el primer día y teniendo en cuenta que el agua a la temperatura de 20°C contiene cerca de 8 mg/l de oxígeno, se tiene que el 32% de la demanda total debe corresponder a, como máximo, 8 mg/l (suponiendo que el agua esté saturada de oxígeno, lo que generalmente no sucede, por la presencia de polución orgánica acentuada).

Como consecuencia, el agua con 25 mg/l de DBO de 5 días habría consumido todo su oxígeno disuelto en las primeras 24 horas. Las medidas de α , a su vez, sólo podrán hacerse en menos de 24 horas, cuando la concentración de organismos clorofilados es muy grande y, en este caso, debe conocerse la variación de intensidades luminosas durante el día, para que se pueda proceder a las debidas correcciones, cuando la experiencia se realiza en una o dos horas de mayor luminosidad. En experiencias que se han hecho en aguas de embalses en Sao Paulo, Brasil, las medidas de la producción fotosintética ba-

sadas en la medida de la concentración de clorofila se han revelado bastante satisfactorias, con la ventaja de no necesitar un período de observación local de 24 horas, pues, en este caso, una vez que se toman las muestras de agua, éstas pueden ser enviadas a un laboratorio, donde serán investigadas. En aguas no muy ricas en organismos clorofilados, hay necesidad, sin embargo, de grandes volúmenes de agua para el análisis, a no ser que se disponga de aparatos muy sensibles, tales como espectrofotómetros, para análisis del material.

Siendo el coeficiente de reaireación, k_2 , función de turbulencia y profundidad, puede ser calculado, aproximadamente, por la fórmula de Churchill:

$$k_2 = \frac{5V}{R^{5/3}} \quad (\text{XV})$$

en la cual V es la velocidad de gasto, expresada en pies por segundo y R , la profundidad, en pies.

Expresada en unidades métricas decimales, la relación (XV) pasa a ser:

$$k_2 = \frac{2.26V}{R^{1.67}} \quad (\text{XVI})$$

estando V expresada en m/s y R en metros.

De acuerdo con O'Connor y Dobbins (16) la tasa de renovación superficial es esencialmente igual al gradiente de velocidad en la superficie del agua. Siendo así, en lagos, donde la velocidad de gasto es muy pequeña, pasa a tener importancia decisiva, en la reaireación, la acción de los vientos, produciendo corrientes superficiales. El valor de k_2 , en estas circunstancias, puede obtenerse para condiciones de turbulencia isotrópica (canales profundos) por la fórmula:

$$k_2 = \frac{(D_L U)^{1/2}}{2.31 R^{3/2}} \quad (\text{XVII})$$

donde D_L , es el coeficiente de difusión del oxígeno en el agua (igual a 1.8×10^{-3} , por pie cuadrado por día), R la profundidad en pies y U la velocidad de la corriente superficial, producida por el viento, en pies por día.

$$U = \rho V$$

donde V es la velocidad del viento y ρ es un factor que determina la velocidad del agua bajo acción tangencial y es de 0.015.

En condición de turbulencia anisotrópica (canales poco profundos) la expresión asume la forma:

$$k_2 = \frac{480 D_L^{1/2} S^{1/4}}{H^{5/4}} \quad (\text{XVIII})$$

siendo S la pendiente del canal.

Finalmente, k_2 podrá determinarse por la relación original de Streeter y Phelps o, también, mediante soluciones gráficas (ex.: (17)). Tan sólo que, tratándose de aguas en que haya producción de oxígeno por fotosíntesis, se debe deducir del valor obtenido, el valor de α , de acuerdo con la relación:

$$k_2 = k_2' - \frac{\alpha}{Dt} \quad (\text{XIX})$$

En el caso de utilizarse esta relación, debe recordarse que, entonces, no sólo el coeficiente k_1 , sino también k_2 será afectado en el caso de un consumo significativo de oxígeno por los microorganismos del lodo, ya que los análisis de DBO, en que se basan las determinaciones de k_2 podrán subestimar el consumo total de oxígeno y, así, afectar, (reduciéndolo) el valor de ese coeficiente. Hasta valores negativos se han obtenido por esa razón.

6.2.4. Previsión de Condiciones Futuras, Basada en los Coeficientes de Autopurificación.

La determinación de los coeficientes de autopurificación tienen por objetivo, principalmente, la previsión de las condiciones futuras, relativas a la concentración de oxígeno disuelto, que aparecerán en determinado curso de agua o en determinado punto del mismo. El método, sin embargo, está sujeto a importantes limitaciones, debidas principalmente al carácter biológico de las reacciones y transformaciones futuras. La aplicación de los recursos estadísticos y matemáticos, en los sistemas biológicos, solamente podrá tener éxito cuando las características ecológicas cualitativas del sistema permanecen esencialmente inalteradas, lo que no siempre sucede con el medio acuático sometido a nuevas cargas de contaminación. El aumento de cargas orgánicas, en el sistema, no constituye, tan sólo, una alteración de la naturaleza cuantitativa, en el sentido ecológico, sino que de éste resultan, también, interferencias cualitativas en el ciclo bio-dinámico. Al utilizarse las fórmulas arriba citadas, para previsión de las condiciones sanitarias futuras de un cuerpo de agua, el ingeniero sanitario está, obligatoriamente, tomando el fenómeno de la polución en su sentido global, como si se tratase de un único tipo de interferencia, condicionando un único resultado, que es la depresión de los niveles de oxígeno disuelto en el medio y ese punto de vista, absolutamente no corresponde al fenómeno ecológico real. El aumento de la concentración de materias que provocan polución, aunque exclusivamente orgánicas y uniformes, trae, además de la elevación de demanda bioquímica, otros fenómenos, como por ejemplo, una eleva-

ción de turbiedad con gran efecto nocivo sobre la fotosíntesis y por lo tanto, sobre los valores del coeficiente α ; si de la descomposición anaerobia de lodos orgánicos, resulta la formación de gas sulfhídrico, éste, por su lado, tendrá, igualmente, efecto inhibitorio de fotosíntesis; si, por otro lado, además de las cargas orgánicas hubiera lanzamiento de residuos químicos, éstos podrán tener efectos restrictivos no sólo al metabolismo de algas, sino también interferir en la actividad de las bacterias que oxidan materias orgánicas, influyendo, de esta forma, en el valor del coeficiente de desoxigenación k_1 . No se debe olvidar, tampoco, el fenómeno de eutrofia, resultado del aumento de concentración de nutrimentos que podrá tener consecuencias diametralmente opuestas, permitiendo el mejor desarrollo de las algas y elevando, por lo tanto, el coeficiente α .

Estudios realizados por el autor, en la cuenca del río Tiete, en Sao Paulo, Brasil, la cual incluye un lago artificial con capacidad para más de un billón de metros cúbicos de agua (11), revelaron una producción fotosintética de 100 toneladas de oxígeno por día, suficientes para estabilizar 100 toneladas de DBO, mientras que la reaeración atmosférica no llega a estabilizar más de 20 toneladas. Entretanto, la extrapolación de esos valores para épocas futuras, intentando establecer los límites de cargas de polución que el sistema pasará a recibir, solamente podría tener algún valor si se pudieran prever, también, las características químicas de los residuos que serán lanzados en el futuro. Ahora bien, tratándose de un área de grande y rápido desarrollo industrial, esa previsión se hace totalmente imposible. En el presente caso, las condiciones son particularmente desfavorables a la aplicación de las formulaciones de autopurificación, en vista de la importancia decisiva del factor de reoxigenación fotosintética. Tratándose de ríos, con mayor velocidad de flujo, elevado grado de polución orgánica y gran contenido de materias en suspensión, se podría no dar importancia al factor α , admitiéndose la reaeración atmosférica como único factor de reoxigenación del medio y éste, fácilmente caracterizable, por tratarse de un fenómeno de naturaleza esencialmente física. Pero aún así, la polución por desperdicios tóxicos industriales, podría causar modificaciones imprevisibles en el valor de k_1 . Se sabe que el buen funcionamiento de un sistema biológico artificial de tratamiento de desague -especialmente en lagunas de estabilización- depende, en gran parte, del mantenimiento de las características químicas y físico-químicas uniformes, del residuo a ser tratado, pudiendo ser desastrosa, en términos de estabilización, la introducción de elementos tóxicos o inhibitorios. En tales casos, los pasos a tomarse consistirían, esencialmente, en promover una mayor dilución del afluente o elevar la tasa de aireación, esto es, elevar los valores de k_2 ó α . En los sistemas naturales en que se procura establecer el valor de estos coeficientes precisamente por constituir factores limitativos inmutables, condicionantes de la solución adoptada, tales imprevistos podrán ser fatales.

No obstante, tales formulaciones han sido de gran aplicación en estudios sanitarios de cursos de agua. Las ecuaciones clásicas que son las más usadas -admiten como inexistentes la producción fotosintética de oxígeno, actitud que puede llevar a dos situaciones antagónicas, dependiendo del método utilizado en la determinación del coeficiente de reaeración:

1. Si el valor de k_2 se determina a partir de los déficits de saturación de oxígeno encontrados en diferentes puntos del curso de agua, este valor estará incluyendo, implícitamente, la oxigenación fotosintética en caso de existir. En este caso, se correrá el riesgo de que una intervención de naturaleza química o física, altere futuramente el valor de k_2 en una proporción que dependerá de la importancia relativa de la fotosíntesis en aquel sistema particular.

2. Si el valor de k_2 se calcula a partir de datos meramente físicos, tales como velocidad, profundidad, temperatura, turbulencia (Fórmula XV), el resultado encontrado será menor que el real (a no ser que la fotosíntesis no exista realmente) y el ingeniero sanitario estará operando en favor de la seguridad. Esa actitud no tendrá, sin embargo, ningún sentido en sistemas altamente eutróficos, como se indicó anteriormente, donde la oxigenación por fotosíntesis supera, por amplio margen, la reaeración superficial.

La aplicación de esos métodos a pequeños cursos de agua, con poca fotosíntesis y destinados a recibir cargas orgánicas de composición definida y uniforme, podrá constituir -y viene constituyendo- un buen elemento auxiliar en la evaluación de su capacidad purificadora. Entretanto, cada caso deberá ser objeto de un análisis particular y crítico, procurando la obtención del camino más seguro.

6.2.5. Coefficiente de Destrucción de Bacterias.

La reducción de la concentración de enterobacterias en un curso de agua contaminado puede estimarse por intermedio de un coeficiente K , obtenido a partir de la siguiente relación:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-K t}$$

donde N_0 representa la concentración inicial de bacterias y N_t la concentración encontrada después de un tiempo t de autopurificación. Se puede estimar el número de bacterias coliformes lanzado por una comunidad, partiendo del supuesto caso de que cada individuo de esa comunidad elimina, diariamente, de 50 a 400 billones de esas bacterias.

6.2.6. Zonas de Autopurificación.

Ya se mencionó, en el Capítulo 5, el hecho de que, en un río que recibe polución, se suceden varias zonas ecológicas,