



175
Zejeu

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE INGENIERIA

**METODOS PARA OXIGENACION DE
EMBALSES DE CENTRALES
HIDROELECTRICAS**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERO MECANICO ELECTRICISTA
(AREA INDUSTRIAL)**

PRESENTA:

LAURA ELENA MARTINEZ SOLANO

**DIRECTOR:
DR. ARTURO PALACIO PEREZ**



FALLA DE ORIGEN

MEXICO, D. F.

MARZO 1995

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

A mi familia
Al Instituto de Ingeniería
Al Dr Arturo Palacio
Al Dr Arturo Rodríguez
A Federico Cruz
A mis amigos

INDICE

RESUMEN

1. INTRODUCCION	1
1.1 Consideración del problema	1
1.2 Definición de embalse	1
1.2.1 Comportamiento de la calidad del agua embalsada	2
2. ANTECEDENTES	8
2.1 Estratificación térmica	8
2.2 Dinámica de la termoclina	9
2.3 Eutroficación	9
2.4 Administración y saneamiento de cuerpos de agua	11
2.4.1 Diagnóstico y evaluación	13
2.4.2 Parámetros de calidad del agua	15
3. TECNICAS DE RESTAURACION DE CUERPOS DE AGUA	17
3.1 Selección de las técnicas de restauración	17
3.2 Guía de selección de las alternativas de restauración	17
3.3 Descripción de las técnicas de restauración	18
3.3.1 Control de producción de algas	18
Desvíos de nutrientes y controles avanzados	19
Inactivación del fósforo	21
Dilución y descarga o vaciado	22
Descargas hipolimnéticas	23
Bio-manipulación	24
Tratamiento con sulfato de cobre	24
3.3.2 Control de biomasa macrofítica excesiva	26
Recolección	27
Controles biológicos	28
Variación de nivel o <i>Drawdown</i>	29
Tapado o cobertura de sedimentos	29
3.3.3 Remoción de sedimentos	
3.3.4 Aireación	31
3.3.5 Tablas comparativas	32

4. AIREACION	37
4.1 Oxigenación por mezclado o destratificación	38
4.2 Oxigenación hipolimnética	43
4.3 Equipos comerciales de aireación	50
4.3.1 Aireador por mezclado	50
4.3.2 Aireador hipolimnético	52
5. MODELO MATEMATICO	55
Introducción	55
Antecedentes	56
5.1 Simulación numérica	59
5.2 Descripción del problema	
5.3 Modelo numérico	64
5.3.1 Ecuaciones de conservación	64
5.3.2 Modelo de turbulencia	66
5.3.3 Condiciones de frontera	67
5.3.4 Superficies sólidas	67
5.3.5 Transferencia de calor	68
5.4 Resultados	72
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	80
REFERENCIAS	82
APENDICE I	
Equipos de aireación y empresas representantes	
APENDICE II	
Propuesta técnica para monitoreo de calidad de la C. H. Zimapán	
APENDICE III	
Archivos del código PHOENICS	

RESUMEN

En este estudio se presenta, en primer lugar, una descripción general del comportamiento de un embalse en cuanto a su morfología y a calidad del agua, así como al proceso típico de degradación que sufre por procesos tanto naturales como provocados por el hombre.

Posteriormente, se enuncian lineamientos generales para llevar a cabo un diagnóstico y evaluación del estado del embalse, lo cual está encaminado a determinar las causas de los problemas y estado o severidad de los mismos. Esto se realiza con el propósito de seleccionar el tratamiento más efectivo desde el punto de vista técnico y económico para alcanzar la calidad deseada del cuerpo de agua.

Se describen las alternativas para la restauración de embalses, incluyendo una guía de selección de las técnicas apropiadas, las cuales se dividen en cuatro categorías de acuerdo con el objetivo primario en consideración: 1) control de problemas causados por algas, 2) control de biomasa macrofítica excesiva, 3) remoción de sedimentos, y 4) suministro de oxígeno.

Para cada una de dichas técnicas, se han enumerado los diferentes métodos de aplicación que existen de la misma, primero en forma genérica, y después en detalle, buscando resaltar las ventajas, desventajas y costo de implantación de cada uno de los métodos. A partir de ello, se construyeron tablas comparativas que resumen dichos rubros.

De los métodos empleados para el mejoramiento de la calidad de cuerpos de agua mediante oxigenación, el uso de aireadores aparece como el más factible desde el punto de vista técnico, operativo y de preservación del ecosistema. En atención a esto, se reportan los principios tanto físicos como de funcionamiento de los dispositivos, así como estos estudios teórico-experimentales reportados en la literatura, anexando una lista de equipos de aireación disponibles en México que son comercializados por compañías nacionales e internacionales.

Aun cuando no es posible hacer una recomendación única en cuanto al empleo de una técnica u otra, dada la individualidad de cada cuerpo de agua, los resultados permiten sugerir el empleo de la aireación hipolimnética para embalses profundos, y la aireación por mezclado para los someros, aunque no se debe descartar un manejo integral de los embalses, es decir, la combinación de dos o más técnicas.

Para complementar los análisis presentados, se presenta una simulación en computadora del comportamiento de un embalse al ser expuesto a un equipo de aireación hipolimnética, presentando las variaciones de temperatura, distribución de oxígeno y campo de velocidades, que se presenta en el cuerpo de agua.

1. INTRODUCCION

1.1 Consideración del problema

Al tratar de responder a las demandas fundamentales de las poblaciones, el ingeniero debe realizar todo lo que esté a su alcance para atenuar los impactos negativos que sus proyectos puedan tener sobre el ambiente.

Los recursos acuáticos no son inagotables y su uso debe ser perfectamente planificado, es por ello que surge la necesidad de realizar estudios que permitan determinar la técnica más adecuada para la restauración de la calidad del agua en embalses naturales o artificiales. Es precisamente esta la dirección en la cual se ha enfocado el presente trabajo.

Como todas las naciones, México debe procurarse políticas que aseguren la protección y buen aprovechamiento del ambiente, para lograr una dinámica de cambio armoniosa, que además de involucrar la innovación cultural, social, científica o tecnológica, también implique la conservación como proceso de perpetuación de los elementos sanos o dinámicos para el mantenimiento de la identidad cultural.

1.2 Definición de embalse

El embalse es un gran depósito artificial de agua formado al cerrar mediante un dique o presa la boca de un valle, y en el que se almacenan las aguas de un río o de varios arroyos; es un híbrido de río y lago.

El río embalsado regula y retarda su flujo, se extiende en forma de una capa de agua que alcanza un equilibrio más avanzado, tanto en relación con el entorno físico, como con referencia al desarrollo de la vida. La tasa de renovación del agua del embalse es más lenta que la de un río y más rápida que la de un lago.

Se estima que la vida de la mayoría de los embalses fluctúa entre 60 y 70 años.

1.2.1 Comportamiento de la calidad del agua embalsada

La creación de embalses de agua asociados a la instalación de centrales hidroeléctricas, representa una fuente importante de abastecimiento para diferentes usos. Desafortunadamente, estos a su vez propician un hábitat favorable para el desarrollo de insectos y malezas acuáticas que afectan la calidad del agua; asimismo, bajo determinadas condiciones la calidad del agua puede ocasionar serios problemas en las instalaciones generadoras de electricidad. Debido a estas razones un embalse es un recurso que debe ser manejado y administrado adecuadamente para asegurar su uso y disponibilidad a largo plazo.

Es importante concebir un embalse no solamente como un cuerpo de agua con características fisicoquímicas propias de un sistema hidrotérmico en operación, sino como un organismo viviente que se encuentra en constante evolución. El reconocer un embalse bajo este último criterio es básico, ya que permite aceptar que cada uno es único y que experimenta cambios año con año, lo cual redundaría en que su manejo y administración deben surgir de un estudio particular del mismo, sin que esto implique que no se adopten técnicas apropiadas para embalses similares.

La degradación en la calidad del agua es causada básicamente por la falta de oxígeno disuelto (OD) en algunas zonas del embalse, el cual es fundamental para el funcionamiento de una gran cantidad de organismos acuáticos y para la descomposición de materia orgánica existente. Cuando la demanda de oxígeno excede la cantidad disponible de oxígeno disuelto en el embalse, se desarrollan condiciones anóxicas que generan un decaimiento en la actividad biológica, propiciando procesos químicos nocivos para la calidad del agua.

Este problema es mucho más marcado en los embalses en comparación con otros cuerpos de agua tales como los lagos naturales, debido a que en la mayoría de las ocasiones dichos embalses son localizados en lugares con suelos ricos desde el punto de vista orgánico y la materia orgánica no es removida por razones de costos. La figura 1 esquematiza un cuerpo de agua experimentando un proceso de cambio acelerado que lo conduce a su degradación y eventual extinción.

Otro factor que contribuye al decaimiento de un cuerpo de agua es el aumento de temperatura, ya que los procesos biológicos se intensifican. Por esta razón, el problema se acentúa durante temporadas de calor al presentarse estratificación en el embalse, ya que la circulación y el mezclado

dentro del mismo son inhibidos, y por tanto, el transporte de oxígeno de zonas superficiales a zonas bajas (hipolimnion) es escaso o prácticamente

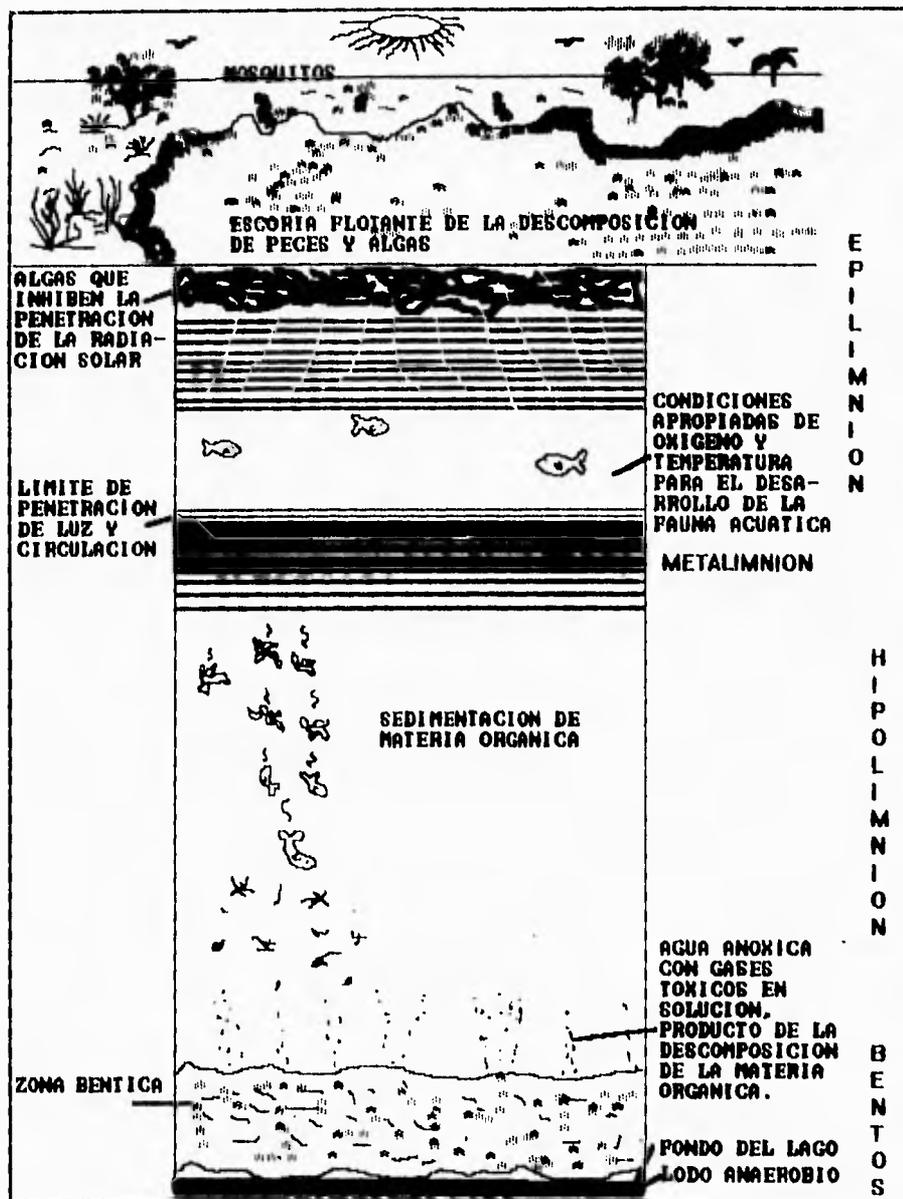


Fig 1 Proceso de degradación de un cuerpo de agua

nulo. El gradiente vertical de la temperatura es el resultado del calentamiento prolongado de la superficie del agua por la radiación solar en ciertos periodos cálidos del año.

Los cambios experimentados por los cuerpos de agua tienen lugar generalmente a través de largos periodos (del orden de años) como resultado de procesos naturales, o bien en lapsos menores como consecuencia de la influencia humana. Su decaimiento se puede representar cualitativamente en la forma mostrada en la figura 2, en dicha figura la curva situada en medio se refiere a la evolución en la calidad que debería lograrse si se implantan técnicas adecuadas de manejo del embalse.

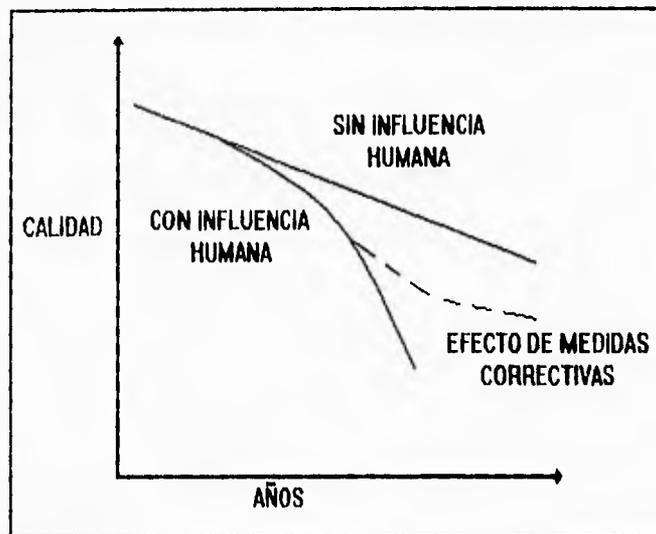


Fig 2 Degradación de la calidad del agua de un embalse en función del tiempo

Para implantar un programa adecuado de administración o manejo del embalse, se requiere conocer el comportamiento a lo largo del año. Tal comportamiento estará en función de una serie de parámetros interrelacionados entre sí que conllevan a la identidad de cada embalse; en forma muy general, se puede caracterizar un embalse atendiendo dos aspectos básicos que son: su morfología y las condiciones meteorológicas imperantes. En lo que a su morfología se refiere, un embalse se considera como profundo o somero dependiendo de sus dimensiones en la vertical.

En cuanto a condiciones meteorológicas, un aspecto se refiere a la época del año y otro a la presencia de vientos. De acuerdo con lo anterior, en la figura 3 se muestra de manera esquemática el comportamiento típico esperado en un embalse somero y en uno profundo durante invierno y verano.

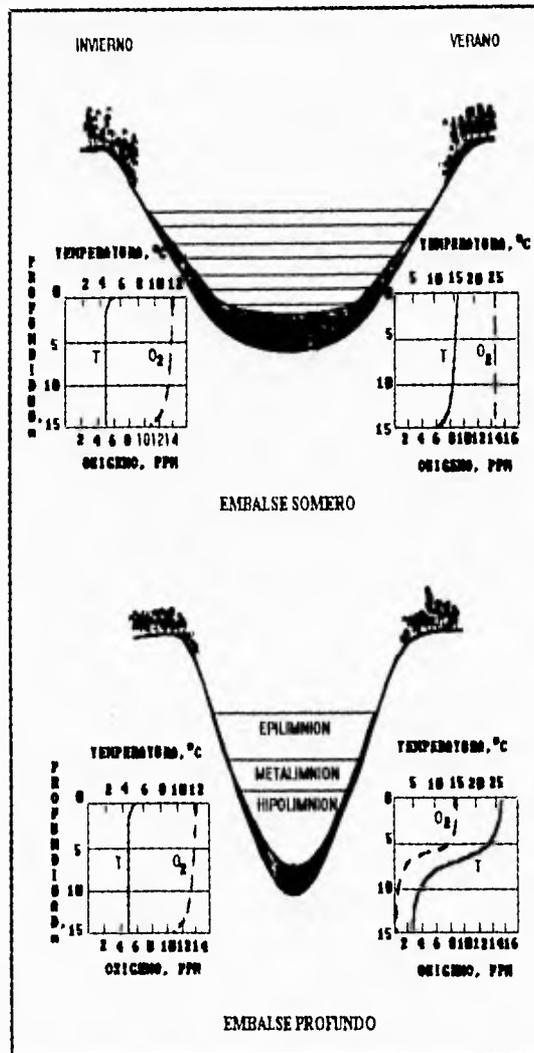


Fig 3 Relación oxígeno-temperatura durante época de invierno y verano en embalses someros y profundos

Dicho comportamiento está caracterizado en términos de los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto. A partir de dicha figura se deduce que durante el invierno, época en la cual se genera mezclado en el embalse, uno de tipo somero presenta perfiles de temperatura prácticamente constantes con variaciones mínimas en la superficie según la región; en regiones con clima muy frío es común encontrar valores de temperatura menores en la superficie. Los niveles de oxígeno para este caso resultan bastante uniformes y muy adecuados para la conservación del ecosistema.

Durante la época calurosa es decir, en verano, las condiciones varían de acuerdo con la cantidad de mezclado inducida por el viento. Es frecuente

que en términos generales, la poca profundidad del embalse y la presencia frecuente de vientos genere mezclado del agua con niveles aceptables de oxígeno; sin embargo, en condiciones prolongadas de calma, la temperatura de la superficie aumenta con respecto a la del fondo formando estratos, por lo cual puede presentarse deficiencia de oxígeno con los problemas ya mencionados.

En lo que a embalses profundos corresponde, el verano trae consigo el proceso de estratificación del agua, en donde la interacción entre la parte superior (epilimnion) y la inferior (hipolimnion) es efectivamente separada por la termoclina (metalimnion). El epilimnion tendrá niveles adecuados de oxígeno propiciados por la acción del viento, mientras que el hipolimnion

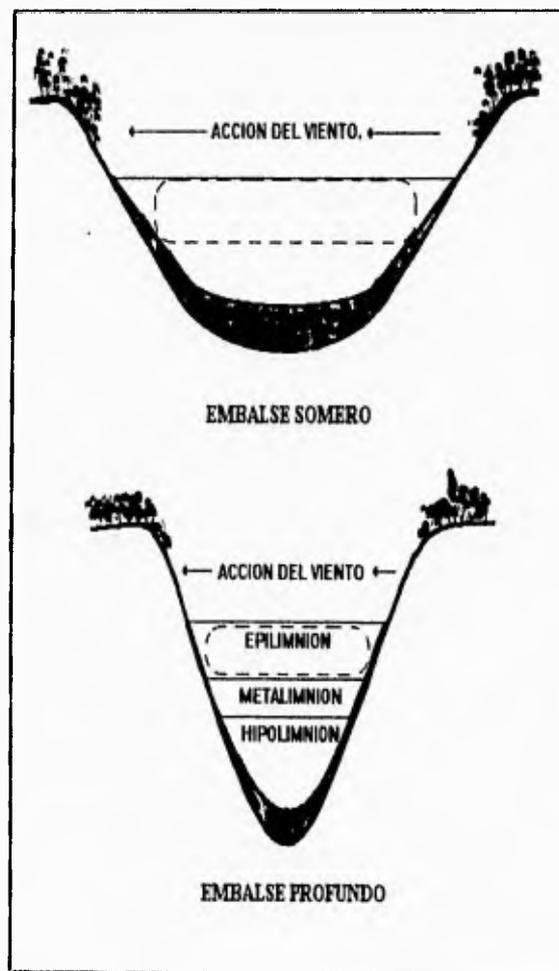


Fig 4 Efecto de la acción del viento sobre el movimiento del agua en embalses someros y profundos

experimentará condiciones prácticamente anaerobias.

En el invierno, la tendencia al mezclado evitará este tipo de problemas, excepto en cuerpos de agua que ya presenten una avanzada degradación en la calidad del agua.

Por lo que al efecto individual del viento se refiere, la figura 4 incluye nuevamente el caso de un embalse somero y uno profundo. En el primero la acción del viento afecta prácticamente toda la columna de agua, lo cual explica el porqué generalmente no tienen problemas de escasez de oxígeno disuelto, excepto durante condiciones prolongadas de calma. Por el contrario, en los embalses profundos estratificados, la zona inferior no se ve afectada prácticamente por la acción del viento, lo cual la hace más susceptible a la disminución de oxígeno disuelto.

Vale la pena recalcar que las tendencias arriba descritas pueden alejarse dependiendo de la región en que se encuentre situado el embalse, por lo cual el estudio particular de cada uno de ellos es indispensable antes de implantar alguna técnica de rehabilitación o manejo.

2. ANTECEDENTES

Los problemas asociados con cuerpos de agua deben ser vistos individualmente porque sus condiciones y propiedades los hacen particulares. Sin embargo, algunos de sus problemas son comunes.

En lo sucesivo, frecuentemente se hará mención de lagos y no solamente de embalses, ya que el tratamiento y experiencia con los primeros es mucho mayor, y sus técnicas de tratamiento se han extrapolado y algunas veces adaptado al caso de embalses.

2.1 Estratificación térmica

La estratificación térmica consiste en una distribución de temperaturas que sigue un patrón típico. En el lago, se pueden observar tres secciones con perfiles de temperaturas distintos, dependiendo de la profundidad del agua (Tchobano-glous, Schroeder, 1987).

Las mencionadas secciones son:

1. **Epilimnion**, se sitúa en la parte más cercana a la superficie, por lo que tiene gran influencia de la atmósfera, en cuanto a movimiento transmitido y calor transferido por los vientos, el sol o el aire.
2. **Hipolimnion**, se encuentra en la parte más baja de un embalse, las fuerzas convectivas son débiles, ya que no se presentan grandes gradientes de temperatura.
3. **Metalimnion**, también llamado termoclina, es la parte intermedia a las dos anteriores; presenta una variación de temperatura relacionada directamente con la altura. Es como un puente entre los comportamientos de las dos secciones anteriores.

2.2 Dinámica de la termoclina

Es imprescindible una representación adecuada de la termohidrodinámica del cuerpo de agua, ya que la advección de los parámetros que determinan la calidad del agua es órdenes de magnitud mayor que la difusión de los mismos. Harleman (1982) ha fundamentado la importancia de la correcta representación de la termohidráulica en lagos y embalses en función de los cambios estacionales y de las fuentes que generan los cambios termodinámicos del agua, i.e. el viento y las condiciones meteorológicas (radiación solar, temperatura y humedad relativa del ambiente). El efecto más notable es el calentamiento y mezclado en la capa superficial que induce la formación de una termoclina que permite diferenciar las tres zonas de epilimnion, metalimnion e hipolimnion. La evolución de esta última es la que determina la calidad del agua del cuerpo de agua léntico en términos de la concentración de oxígeno disuelto (OD) (Churchill y Nicholas, 1967). Los factores que influyen sobre la dinámica de la termoclina son los siguientes:

1. La energía cinética del viento que a través de la turbulencia se propaga verticalmente, una parte disipándose y otra incrementando el espesor de la capa de mezclado (el epilimnion), al generar un arrastre y mezclado con agua del hipolimnion.
2. Las corrientes de densidad por el ingreso de los ríos con temperatura diferente a la que predomina en el embalse (Alavian *et al*, 1992). Si entra más caliente provoca una fuerte estratificación; si entra más fría provoca una intrusión que puede "pegarse" al fondo del embalse o no, y al propagarse genera corrientes ascendentes que destruyen la estratificación (Imberger y Hamblin, 1982).
3. Los enfriamientos radiativo y evaporativo de la superficie provocan inestabilidad densimétrica y generan celdas convectivas en el epilimnion, incrementando el espesor, y eventualmente disminuyendo el gradiente vertical de temperatura hasta cero.

2.3 Eutroficación

El problema más común de la calidad del agua es el de la eutroficación. Lagos y embalses se deterioran a través de la excesiva adición de nutrientes provenientes de plantas, material orgánico y sedimento, lo cual se combina para producir altos niveles de algas, flora biomásica, baja claridad del agua,

y usualmente una reducción de los volúmenes de lagos y embalses.

La eutroficación puede definirse como el enriquecimiento de las aguas por compuestos inorgánicos, mismos que provocan un incremento en la productividad primaria de los cuerpos de agua (Mason, 1991). Eutroficación es también un término usado para describir los efectos biológicos de un incremento en la concentración de nutrientes en los ecosistemas acuáticos, refiriéndose generalmente a nitrógeno y fósforo, pero algunas veces pueden ser nutrientes como sílice, potasio, calcio, fierro o manganeso (Harper, 1992).

Es difícil definir esta condición con precisión, porque una descripción del estado trófico de un lago o río, se hace con relación a su condición previa. La falta de precisión al describir este proceso, se debe en parte a la naturaleza individual de cada cuerpo de agua y su respuesta a los nutrientes (Harper, 1992). Salas y Martino (1990) han definido la eutroficación como el proceso de sobreproducción de algas y macrofitas en cuerpos de agua que pueden producir problemas relacionados con ciertos usos.

La entrada de nutrientes a un cuerpo de agua puede considerarse como natural o artificial. Se denomina eutroficación cultural, si el incremento de nutrientes es debido a actividades humanas o eutroficación natural si la tasa de incremento es causada por procesos no humanos (Mason, 1991). El término eutroficación puede aplicarse dentro de cualquier contexto, incluyendo fuentes internas y externas, que juegan un papel importante en la carga de nutrientes e incrementan el nivel de estos, relacionado directamente con la productividad de los ecosistemas acuáticos (Vollenweider, 1968).

La eutroficación es un problema ampliamente reconocido desde los cuarenta y los cincuenta. Cobró gran importancia en los sesenta y setenta, tiempo en el que se enfocaron parte de los esfuerzos de investigación al entendimiento del problema, relacionándolo con los efectos de contaminación, específicamente de contaminación por materia orgánica y se desarrollaron algunas de las técnicas de manejo. Sin embargo, en nuestros días es todavía uno de los grandes y muy difundidos problemas en cuerpos de agua dulce, particularmente en lagos y embalses (Harper, 1992). Los efectos de la eutroficación pueden ser biológicos, químicos y físicos (Ahl, 1980).

La secuencia de cambios que generalmente ocurre en lagos y embalses, conocidos en conjunto como el proceso de eutroficación, es una consecuencia directa e indirecta de un incremento en la concentración de

nutrientes en un ecosistema (Harper, 1992). Métodos para revertir este proceso, como son la remoción de nutrientes y la oxigenación, se han desarrollado y aplicado con éxito en algunos casos. Sin embargo, no han sido ampliamente usados debido a limitaciones por costo o limitaciones técnicas (Harper, 1992).

Síntomas de eutroficación, tales como reproducción de algas, baja transparencia, pérdidas de volumen, olores, daño a la calidad de la fauna o muerte de esta, reducción de los niveles de oxígeno, y el surgimiento de fauna exótica y nueva en el lugar, conlleva pérdidas económicas en la forma de la reducción del valor de propiedad, altos costos de tratamiento del agua para consumo humano, enfermedades, gastos para la construcción de nuevos embalses y gastos asociados con la restauración o saneamiento y administración de estos lagos y embalses.

2.4 Administración y saneamiento de cuerpos de agua

La administración y saneamiento de fuentes de agua ha ganado auge recientemente. El saneamiento puede ser definido como cualquier intento activo de regresar un ecosistema a una condición anterior que resultó en degradación por algún tipo de perturbación (Jordan *et al*, 1987). La administración involucra un intento de remediar, mejorar o cambiar las condiciones, usualmente para uso antropogénico en mente, (Cooke *et al*, 1986).

Un ejemplo de proyecto de saneamiento total de un cuerpo de agua, ya sea embalse o lago, involucraría la eliminación o reducción completa de una carga de nutrientes e incluiría el saneamiento de la tierra adyacente y una administración del programa. Podría también incluir una manipulación de la estructura de la comunidad animal del lago, reintroducción de comunidades de plantas nativas y restauración de áreas en el litoral del cuerpo de agua. Así, el proceso involucrado en la restauración, retornaría al cuerpo de agua a un sistema de procesos y especies similar a aquellos encontrados antes de la perturbación ecológica o al menos a una condición superior a la condición previa a la restauración, (Cooke *et al*, 1986).

El proceso de saneamiento puede involucrar la instrumentación de protección, la cual involucraría arreglos institucionales, junto con el establecimiento de estructuras y actividades destinadas a mantener las cargas de nutrientes, materiales orgánicos y sedimentos adecuadamente. En resumen, el propósito de la restauración o saneamiento es el de retornar,

tanto cuanto lo permita un estudio de factibilidad económica, al cuerpo de agua a una condición estable y duradera semejante a la de su prealteración, dictaminada por las características de la región ecológica.

Por otro lado, la administración no trata las causas de la alteración del cuerpo de agua, sino de aminorar los efectos de algunas de las manifestaciones. La administración produce resultados satisfactorios especialmente cuando es dirigida a un tipo de problemas específico, pero como las causas pueden no ser modificadas, el lago o embalse puede revertirse rápidamente a su condición inicial si los esfuerzos de la administración son reducidos o terminados.

El caso específico de embalses provee una situación diferente con respecto a su restauración y administración. En el sentido estricto de la palabra, un embalse no puede ser restaurado porque por definición este es una perturbación a un río. La restauración implicaría la eliminación del embalse. Por esta razón, no solamente es más común sino correcto el hablar acerca del proceso de saneamiento de un embalse. Su proceso de saneamiento implica en cierta forma su restauración a una condición anterior si previamente se encontraba en mejores condiciones desde el punto de vista de calidad del agua, o si originalmente su calidad ya era deficiente, el proceso de saneamiento consistirá simplemente en su mejoramiento.

Los embalses se degradan de manera diferente de los lagos. Por razones de las áreas de drenaje, y por estar generalmente localizados en zonas cercanas a riberas de ríos con actividad agrícola, estos pierden capacidad de almacenamiento por sedimentación. La remoción de sedimentos junto con la administración de tierra aledaña constituye la protección del embalse, mientras que diversos procesos de oxigenación contribuyen al mejoramiento de su calidad.

La historia de la restauración y protección de lagos ha sido tema de controversia. Por ejemplo, basado en evidencia limitada se asumió que el fósforo y el nitrógeno eran los elementos limitantes en la producción de algas. De ahí que la mejora en lagos y embalses fuera dirigida hacia la reducción de las concentraciones de estos elementos a través del tratamiento avanzado y fabricación de detergentes libres de fósforo. Sin embargo, a mediados de los 70, la hipótesis anterior fue cuestionada argumentándose que el carbón era el elemento limitante. Después de un gran número de investigaciones se llegó a la conclusión de que el fósforo es, en la mayoría de los casos, el elemento limitante y que el carbón y el nitrógeno lo son en más contadas ocasiones (Schindler, 1974).

Estos resultados podrían indicar a los administradores de lagos y embalses que el fósforo debe ser controlado para limitar la formación de algas. Aunque esto ha sido útil, ha restringido la visión de eutroficación y su control a simplemente el control de nutrientes externos y algas. La eutroficación no es solamente el resultado de concentraciones excesivas de nutrientes y algas. Los lagos y embalses son depósitos dinámicos de nutrientes en sus sedimentos del fondo, los cuales afectan directamente su condición. La administración y restauración de lagos y embalses incluye el reconocimiento del significado de los sedimentos y áreas profundas altamente productivas, y el papel de las interacciones biológicas y procesos de retroalimentación. Todos estos factores se combinan para mantener altas concentraciones de nutrientes y fauna biomásica aun después del desvío de nutrientes.

Existen otros problemas asociados con lagos y embalses que no deben de olvidarse. El control del agua pluvial y sedimentos asociados, la administración de la tierra adyacente al embalse, la presencia de metales tóxicos y orgánicos, y tratamientos con herbicidas entre otros. Es decir, el proceso de saneamiento y administración de un cuerpo de agua requiere forzosamente, en su primera etapa, de un diagnóstico y evaluación del mismo que permita seleccionar e implantar las medidas más favorables que consideren tanto el costo como el beneficio de su implantación. Sin embargo, si bien se han reportado en la literatura los diversos beneficios obtenidos de los procesos de saneamiento empleados en diferentes cuerpos de agua, hasta la fecha no existe un método formal que permita cuantificar económicamente dichos beneficios.

2.4.1 Diagnóstico y evaluación

El éxito de los esfuerzos de restauración de las condiciones de un lago o embalse depende de la calidad del diagnóstico y evaluación de las condiciones anteriores a la restauración. Estos deben incluir: 1) la identificación de los constituyentes y variables que deben ser determinadas en el cuerpo de agua y sus sedimentos; 2) el número de muestras necesitadas y su frecuencia; 3) la manera de expresar los datos recopilados; 4) el nivel de constituyentes que indiquen un estado trófico, y 5) cómo determinar el nutriente limitante.

Como en todo proceso de aprendizaje, ha habido errores asociados con la restauración de un lago o embalse. Las tecnologías que son correctas para una situación particular han sido usadas en circunstancias no adecuadas por diversas razones, que van desde las puramente políticas, hasta otras que involucran un diagnóstico y/o evaluación no convenientes. Por ejemplo, técnicas tales como el control externo de nutrientes a través del manejo de niveles del embalse, *drawdown*, (control de macrofitas por su exposición a condiciones climáticas adversas que destruyen sus raíces) han sido implantadas sin el beneficio de un diagnóstico y evaluación de prerrestauración. Otro ejemplo es el fracaso de la restauración debido al hecho de que ciertos factores o condiciones no fueron tomados en cuenta, como ciertas fuentes externas de nutrientes comparadas con las internas o viceversa, condiciones climáticas, políticas de operación, etc.

La restauración de lagos y embalses, al ser una técnica nueva, requiere el seguimiento de las técnicas aplicadas, haciendo del diagnóstico y la evaluación previa a la restauración un requerimiento absoluto para el enriquecimiento de futuros proyectos.

El diagnóstico y evaluación de lagos y embalses inicia con sus vertientes. Sus características como sedimentos, pendiente, vegetación, tributarias, nutrientes, etc, deben ser investigadas; usarse mapas geológicos, contornos y profundidades para el cálculo de volúmenes de los embalses, balance másico (incluyendo evaporación), y contabilidad de nutrientes (incluyendo descargas pluviales anormales), las cuales se recomienda contabilizar a un mínimo bimensual para determinar las variaciones estacionales y que incluya los nutrientes sedimentados. A este último respecto la evaluaciones de concentraciones de nutrientes están sujetas a errores del orden del 100 por ciento (Rast y Lee, 1978).

El diagnóstico y evaluación dentro del lago o embalse son más variados que los correspondientes a sus vertientes. Estos datos son usados no solo para describir la calidad del embalse o su estado trófico, sino también para entender el porqué de las condiciones actuales.

2.4.2 Parámetros de la calidad del agua

Existe gran cantidad de parámetros que permiten determinar el estado trófico de un embalse, y como es bien sabido, están sujetos a una estrecha interrelación. A continuación se mencionan, en términos generales, aquellos parámetros que han demostrado ser básicos para la caracterización de un cuerpo de agua, aunque vale la pena hacer notar que puede haber casos en que dichos parámetros excedan los necesarios o probablemente lleguen a ser insuficientes. A este respecto, en el Apéndice II incluido al final de este informe, se presenta una propuesta en la cual se indican, por un lado, los parámetros que se sugiere emplear como indicadores del estado de calidad del agua, y por otro, las técnicas de muestreo y análisis de los mismos.

Los perfiles de temperatura deben ser determinados sobre una base regular con intervalos de distancia y profundidad de acuerdo con el caso, para indicar la extensión de estratificación y mezclado lo cual es importante para entender la distribución de las características quimicobiológicas. La transparencia del agua, determinada por el disco de Secchi, es otra medición que señala calidad. La trayectoria de la luz es redirigida y absorbida como una función de la concentración de las partículas en el agua. Los sólidos suspendidos, determinados por un análisis gravimétrico es otro indicador.

Las variables químicas que deben ser determinadas son nutrientes (fósforo (P) y nitrógeno total (NT) y las fracciones solubles de NO_3 , NH_4), pH, oxígeno disuelto (OD), y sólidos totales disueltos, CNA (capacidad de neutralización ácida o alcalinidad) y DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Los sedimentos deben también ser analizados por incubación a temperatura constante, para medir y comparar la liberación de fósforo.

Las variables biológicas usualmente tomadas son: fitoplancton, zooplancton y macrofitas, invertebrados bénticos y peces, en ciertas circunstancias. La clorofila-a (chl-a) es un método convencional para estimar la biomasa del fitoplancton y es a menudo el método más usado para determinar el estado trófico. Es conveniente anotar que este indicador es muy confiable en función de su dependencia al estado de nutrientes. Sin embargo, el contenido de clorofila-a (chl-a) puede variar hasta por un factor de 2 o más con las variables arriba mencionadas. La clorofila-a ha sido correlacionada de una manera empírica con el fósforo total (PT), y estas relaciones han sido usadas para desarrollar un índice del estado trófico (TSI) con una escala de 0 a 100. Las tres variables más usadas son PT, chl-a, y la transparencia de

Secchi (SD), relacionadas con el TSI de acuerdo con las siguientes relaciones:

$$TSI_{pro} = 1/3(TSI_{chl-a} + TSI_{SD} + TSI_{PT}) \quad \text{para lagos limitados por fósforo (NT/PT > 30)}$$

$$TSI_{pro} = 1/3(TSI_{chl-a} + TSI_{SD} + TSI_{NT}) \quad \text{para lagos limitados por nitrógeno (NT/PT < 10)}$$

$$TSI_{pro} = 1/3(I_{chl-a} + TSI_{SD} + 0.5(TSI_{PT} + TSI_{NT})) \quad \text{para lagos con un balance nutricional (10 < NT/PT < 30)}.$$

Todos los índices de estado trófico fueron determinados combinando los subíndices apropiados para obtener un promedio, TSI_{pro} , Dierberg y Williams (1989). Otros índices han sido desarrollados incluyendo nitrógeno total (NT), oxígeno disuelto y macrofitas. Porcella *et al* (1980), y Chapra y Reckhow (1979) han realizado una revisión bastante completa al respecto.

3. TECNICAS DE RESTAURACION DE CUERPOS DE AGUA

3.1 Selección de las técnicas de restauración

En la planeación de los recursos acuáticos para obtener cierta calidad del agua, existe una relación directa entre esta y las medidas que se implantan. El propósito es definir de manera equitativa los niveles de contaminación permisibles en las descargas teniendo en cuenta los costos, beneficios y las implicaciones sociales, económicas y políticas. El reconocimiento cada vez más oportuno de los costos reales y elevados del tratamiento que compete con otros programas sociales requiere de un procedimiento adecuado en la planeación. Los modelos matemáticos admiten el análisis de causa-efecto entre los ingresos de desechos y la respuesta del ecosistema acuático, definen la sensibilidad para cambios y evolución de las cargas, y permite realizar proyecciones para diversas estrategias.

El diagnóstico y la evaluación previamente mencionados, están encaminados a determinar las causas y estado o severidad de los problemas. El resultado de estos estudios servirá para seleccionar el tratamiento más efectivo desde el punto de vista técnico-económico para alcanzar la calidad deseada del cuerpo de agua. Las técnicas de restauración son divididas en cuatro categorías, de acuerdo con el objetivo primario en consideración: 1) control de problemas causados por algas; 2) control de biomasa macrofítica excesiva, 3) remoción de sedimentos y 4) suministro de oxígeno.

3.2 Guía de selección de las alternativas de restauración

El seguimiento de recomendaciones en los lineamientos de proyectos de restauración de lagos y embalses, es importante en la selección de la o las alternativas a adoptar. Ciertos organismos como la *Environmental Protection Agency* (EPA) de los Estados Unidos, han proporcionado guías a seguir para ayudarse en el proceso de selección de alternativas (EPA, 1980). Aun cuando la realización del diagnóstico y estudio de factibilidad proporciona los datos que colaboran en el proceso de selección de alternativas, quedan por resolver dos aspectos fundamentales que son: 1) determinación de la cantidad de desvío de nutrientes necesaria para la protección contra futuro deterioro o suficiente para cambiar el estado trófico; 2) determinación de procedimientos *in situ* que pueden ser usados para efectuar los mismos cambios.

Para cada uno de los procedimientos propuestos, se pueden hacer cuestionamientos adicionales, tales como la efectividad buscada, el grado de saneamiento necesario, efectividad del costo de las alternativas y, necesariamente, la evaluación de la alternativa de no hacer nada.

La técnica apropiada que se debe aplicar en un embalse o lago específico requiere muchas veces de una decisión basada en el buen juicio. Sin embargo, el costo es casi siempre el criterio principal, tomando en cuenta que la funcionalidad y longevidad de la alternativa deben ser consideradas. Las demandas económicas, políticas y sociales pueden influir en las decisiones mencionadas; estas podrían estar asociadas con el desplazamiento de comunidades, efectos adversos en el uso de la tierra, agricultura, vistas panorámicas, estructuras, efectos en el consumo energético, calidad del aire, flora y fauna, recursos humanos y económicos, etc.

Una vez establecidas las técnicas de diagnóstico y evaluación y recopilados los parámetros necesarios para la determinación de la calidad del cuerpo de agua, los métodos de control antes enunciados deben evaluarse para su posterior instrumentación. Por tal motivo, en la siguiente sección se describen con detalle las técnicas, indicando sus ventajas y desventajas, así como los costos asociados a ellas.

3.3 Descripción de las técnicas de restauración

Las técnicas de restauración de lagos y embalses fueron clasificadas de acuerdo con su objetivo primario en categorías: 1) control de producción de algas; 2) control de biomasa macrofítica excesiva; 3) remoción de sedimentos; 4) suministro de oxígeno. Respetando dicha clasificación a continuación se describirán con más detalle.

3.3.1 Control de producción de algas

Las algas, de la familia *fitoplancton*, comprenden muchas variedades y existen como celdas individuales o como colonias. Sus formas son irregulares, con altas relaciones superficie/volumen y baja densidad, lo cual permite su resistencia a la precipitación. El fitoplancton es mantenido en las columnas de agua por la turbulencia causada por el viento; de ahí que la turbulencia natural o artificial y el mezclado son importantes para su productividad.

Hay ciclos de producción que usualmente comienzan con la primavera. Su crecimiento durante el verano depende de la carga de nutrientes de fuentes internas y externas. En general, a mayor concentración de nutrientes, mayor producción de algas y biomasa la cual se extiende hacia el otoño; no obstante su preferencia por temperaturas cálidas, su permanencia puede ocurrir en el invierno formando capas sobre la superficie del líquido. Estas apariencias cíclicas están también influidas por la disponibilidad de luz en la misma manera que la de nutrientes. Generalmente, a menor profundidad del embalse, menor control de estratificación térmica o reciclaje interno de nutrientes y disponibilidad de luz vía mezclas y recirculaciones, y mayor tendencia a la formación de algas, de donde el efecto del viento llega a ser otra variable a considerar.

El problema de algas puede ser enfocado desde dos puntos de vista: manipulándolas directamente a través de remoción (o eliminación de luz o mezclado), o tomando en cuenta que su crecimiento es dependiente de la concentración de los nutrientes limitantes. De ahí que el control de las fuentes principales de alimentación externa o producción de estos nutrientes, lo cual promueve el exceso algático, debería ser considerado primero. Las prácticas más comunes de estos controles son:

Desvíos de nutrientes y controles avanzados

El primer paso en el mejoramiento de la calidad de un lago o embalse eutrófico es la remoción o tratamiento directo de los afluentes y vertientes pluviales. Tales fuentes usualmente contienen relativamente altas concentraciones de P y N. A menos que estos afluentes sean controlados, los beneficios de la reducción del tratamiento *in situ* no serán notados, (Bjork 1974).

El desvío de nutrientes tales como P o N debería de tener el mismo efecto que el tratamiento avanzado (abajo descrito). En todos los casos de reducción de la carga externa, las concentraciones de P se han reducido. Sin embargo, en los casos de carga interna, en que N sea la especie limitante, las concentraciones de P en equilibrio serán todavía altas para realizar una reducción significativa en la concentración de algas, (Ahlgreen 1978).

La velocidad de restauración depende de varios factores. Los lagos o embalses cargados por largo tiempo antes del tratamiento requieren un mayor tiempo para responder al tratamiento o desvío de nutrientes debido a la carga interna del embalse. Los embalses profundos y menos afectados

por viento responden más rápidamente.

El desvío de nutrientes involucra la construcción de líneas interceptoras (estructuras hidráulicas) para llevar el efluente a lugares donde su asimilación no causará problemas. Se pueden requerir puntos de colección donde luego tuberías relativamente grandes transporten el o los efluentes a largas distancias.

El Tratamiento Avanzado (AWT), es la otra técnica asociada con la reducción de cargas externas de nutrientes, y tiene el fin de reducir la concentración de P en los efluentes. El P es removido por medio de sulfato de aluminio, carbonato de calcio o cloruro férrico. Para aguas negras la remoción de P sigue tratamientos convencionales. Para concentraciones iniciales típicas de 50 mg/l de fósforo total, las concentraciones residuales después del tratamiento son del orden de 50 $\mu\text{g/l}$, lo cual equivale a eficiencias del 90 al 99 por ciento (Bernhardt, 1981).

Una vez que los efluentes son desviados o tratados, las contribuciones de aguas pluviales no concentradas en los puntos de colección deben ser consideradas; técnicas de tratamiento incluyen embalses secos o húmedos de detención, infiltración rápida y embalses de detención con remoción de P. El estudio de estas contribuciones pluviales no ha sido muy documentado, de ahí que el desvío y tratamiento de efluentes regulares con altas concentraciones de nutrientes debe de ser la más alta prioridad.

Los costos de desvío de efluentes varían en relación con la distancia de transporte desde el embalse al depósito de colección o lugar de tratamiento. Los costos por AWT tienden a ser más uniformes porque dependen del volumen de agua, cantidad de químicos usados y almacenamiento. Las comparaciones de costos de capital por desvío, para algunos ejemplos, tienen una diferencia de un factor de 10 como consecuencia del número de efluentes desviados y su concentración (Cooke *et al* 1993); los intervalos típicos del costo son de \$8,300/ha a \$550,000/ha (dólares 1990). Los costos por tratamiento AWT fluctúan entre \$6,000/ha y \$12,000/ha (dólares 1990); esta variación tiene que ver con la adición de químicos y el nivel de P total buscado.

Un último punto que merece mención es el seguimiento del efecto del desvío y/o AWT con mediciones y posible tratamiento *in situ*, especialmente durante los meses de verano, en que la carga interna de P usualmente se incrementa. La experiencia reportada por Chapra y Canale (1991), indica un tiempo de respuesta del embalse al tratamiento después de 5 años, si no es

aplicado en tratamiento interno. Por tanto, al emplear esta técnica se debe esperar una lenta recuperación y tener presente la implantación de medidas en el lugar.

Inactivación del fósforo

La inactivación del fósforo es una técnica de restauración cuyo propósito es bajar el contenido de P por medio de su remoción de la columna de agua (precipitación) y retardar su evolución desde los sedimentos (inactivación). Una sal de aluminio tal como sulfato, sodio o ambos, es añadida a la columna de agua para formar fosfato de aluminio y un coloidal hidróxido de aluminio, al cual se adhieren ciertas fracciones de P. Este hidróxido se asienta a los sedimentos y continúa absorbiendo y reteniendo P, aun bajo condiciones reductoras. Las sales de calcio y hierro también han sido usadas. Esta técnica ha sido mal clasificada junto con el uso de alguicidas y herbicidas, ya que la P-inactivación provee de un control de algas por medio de la supresión de nutrientes, en lugar del envenenamiento de las células del alga.

En muchos casos el desvío de P remueve una fracción significativa de su carga; sin embargo, la evolución interna de este puede mantener su enriquecimiento en el cuerpo de agua e incentivar el crecimiento de algas. El método de P-inactivación en embalses no es muy común; esto se debe a que son más dados a tener grandes afluentes de nutrientes y sedimentos que resultan en altas concentraciones en la columnas de agua. Así su efectividad en controlar P es mínima si no está ligada a un control de la carga externa.

En lo que a lagos respecta, los que experimentan una producción interna significativa de P son la regla en vez de la excepción, y deben tomarse acciones adicionales *in situ* para prevenir condiciones eutróficas.

Existe un método diferente de control del P interno para sedimentos de lagos anaeróbicos llamado oxidación de sedimentos, (Ripl 1976). En este procedimiento $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ es inyectado en el sedimento para estimular la denitrificación. El nitrato actúa como un electrón interceptor del P. Sus costos son inciertos para cada sedimento particular.

La inactivación de P con sales de aluminio es selectiva, y para su uso se deben tomar en cuenta las siguientes recomendaciones:

(a) Es efectiva en cuerpos de agua con una reducción significativa de la carga externa, un mezclado vertical significativo, y para una alcalinidad arriba de 75 mg/l de CaCO_3 , y niveles altos de Si, Ca, y SO_4 .

(b) La toxicidad del aluminio puede controlarse si el agua contiene un *buffer* tal como aluminato de sodio, para mantener el pH entre 6 y 8. Aguas suaves (<30 mg/l de CaCO_3) sin *buffer* puede llevar el pH a valores inferiores a 6.

(c) El pH de las aguas debe de ser alcalino, ya que el aumento de acidez probablemente aumente las concentraciones de aluminio disuelto.

Los costos de este tipo de tratamiento están en relación directa con los costos operativos; la mayoría de estos tratamientos involucran tiempos del orden de 12 a 14 días. Los costos van de \$600/ha a \$1100/ha (dólares 1988), (Cooke *et al* 1986).

Dilución y descarga o vaciado

Esta técnica puede mejorar la calidad de cuerpos de agua eutróficos por medio de la reducción de las concentraciones de nutrientes limitantes como consecuencia de la dilución, y por el intercambio de agua, debido a la descarga de cierta cantidad de esta.

La dilución es factible cuando grandes cantidades de agua con bajos contenidos de nutrientes está disponible. La dilución y la descarga han sido probadas exitosamente en casos como en Green Lake en Seattle, Washington, por la adición de agua potable; Moses Lake también en Washington, por dilución con el Columbia River; Lake Bled en Yugoslavia; por dilución con el río Radovna; y los lagos Veluwe y Donten en Holanda, (Cooke *et al* 1986). La efectividad en la dilución se incrementa con la diferencia de concentraciones y de nutrientes entre el afluente y el cuerpo de agua.

La efectividad del vaciado o descarga aumenta cuando su flujo es mayor que la tasa de crecimiento de las algas. Resultados típicos de esta técnica incluyen una reducción del 50 por ciento en P total y chl-a, e incrementos de la profundidad de SD por un factor de 2. Intervalos de descarga de algas

fluctúan en un 10 al 20 por ciento sin indicación de efectos adversos al zooplancton (Jones y Welch 1990).

Los costos de esta técnica son altamente variables, dependiendo de la presencia de facilidades o recursos del agua a ser utilizada y la cantidad y proximidad de estos recursos. Se ha reportado que para lagos en zonas urbanas inversiones de menos de \$100,000 dólares permite usos de agua doméstica lo cual incluye costos de construcción, costos del agua y mantenimiento y operación, Cooke *et al* (1986).

Descargas hipolimnéticas

El empleo de este procedimiento requiere que la profundidad de la cual el agua se ha de descargar del lago o embalse, sea máxima con el objeto de descargar aguas con altas concentraciones de nutrientes. Adicionalmente, el tiempo de retención en el hipolimnion se reduce y por tanto, también la posibilidad de condiciones anaeróbicas. Esta técnica se aplica a cuerpos de agua estratificados y generalmente someros, en el cual la región hipolimnética anaeróbica restringe el hábitat para peces y promueve el incremento de P.

El método implica la instalación de tubería a lo largo del fondo del lago y un sistema que opera como sifón (Olszewski, 1961). Aunque la destratificación puede ser afectada por el movimiento de agua de las capas superiores, esto se previene limitando la cantidad del efluente; este problema no ha sido reportado (Nurnberg, 1987).

La remoción preferencial de agua del hipolimnion, y la reducción del tiempo de residencia en esta capa, reduce el periodo de anoxia e incrementa la profundidad donde estas condiciones se encuentran dando como resultando en una reducción de la carga de P. Esta técnica ha sido utilizada para acelerar la recuperación de lagos estratificados donde técnicas como desvío y AWT han fallado.

Es muy interesante hacer notar, que la operación propia de las centrales hidroeléctricas es una manera implícita de emplear este método, ya que las tomas operan generalmente dentro del hipolimnion. Combinaciones de tomas profundas y no profundas se podrían diseñar para optimar el nivel de OD y la remoción de altas concentraciones de nutrientes.

Los costos de instalación reportados por Cooke *et al* (1986) para tres sistemas, varían entre \$150/ha y \$7400/ha (dólares 1990). Las ventajas de esta técnica son su relativo bajo costo de instalación y sus mínimos gastos de mantenimiento; adicionalmente, existe evidencia de su prolongada efectividad, dependiendo del cambio del volumen del hipolimnion para obtener altos valores de remoción de P.

Los problemas asociados con este sistema incluyen los problemas aguas abajo asociados con las altas concentraciones de P, amonía, hidrógeno sulfatado y metales. Algunas veces se sugiere la aireación y limpieza por medios mecánicos como un método adicional (Nurnberg, 1987).

Bio-manipulación

El control de cargas de nutrientes internas y externas es a menudo considerado el método más adecuado de control a largo plazo, debido a que las concentraciones de P en la columna de agua afectan directamente la población de algas. Sin embargo, variaciones en indicadores como chl-a para valores de P fijos, sugieren que otros factores afectan las algas en lagos y embalses (Osgood, 1984).

Eventos climáticos, mezclado, y actividad piscícola explican las regresiones entre concentración de nutrientes y productividad de algas. De ahí que existe un enfoque biológico, el cual tendería a eliminar el uso de métodos químicos y mecánicos; sería benéfico siempre y cuando el conocimiento de la red trófica sea el adecuado. Hurbert *et al* (1972) han demostrado que peces planctívoros han reducido severamente los organismos que consumen algas; por ejemplo, la pulga de agua, *daphnia*. La combinación del control de cargas de nutrientes y la administración de la red trófica parece prometedor, especialmente para embalses pequeños donde el manejo de especies puede llevarse a cabo.

Tratamiento con sulfato de cobre

El cobre es un alguicida altamente efectivo; sin embargo, sus efectos son temporales, sus costos anuales altos e introducen impactos negativos en organismos que no se desea eliminar, además de contaminar los sedimentos con el metal.

La primera forma tóxica de cobre es el ion cúprico (Cu^{2+}). Su efecto en las algas incluye inhibición de la fotosíntesis, división celular y fijación de nitrógeno. La dosis de cobre requerida para controlar las algas es afectada por la química del agua. McKnight *et al* (1983) enumeran los procesos que afectan la actividad de este ion como: radicales complejos inorgánicos, precipitación, adsorción a materiales como lodos y recepción biológica. El pH tiene también un efecto significativo en la aparición de este ion tóxico, lo cual explica la necesidad de altas dosis de CuSO_4 en lagos con alta alcalinidad y pH. El cobre es menos tóxico en agua dura debido a la precipitación de malaquita ($\text{Cu}(\text{OH})_2\text{CO}_3$) y a la competencia con calcio y magnesio.

El uso de esta técnica ha demostrado éxito por cortos lapsos de tiempo, aunque el ataque a otras especies además de las algas, así como el resurgimiento de algas a niveles similares o más altos que al inicio ha sido reportado (McKnight *et al* 1983).

Los efectos negativos del uso del cobre incluyen además, la exposición de organismos que no se quiere dañar a concentraciones de metal pesado a niveles 10 a 100 veces mayores que las dosis consideradas letales en laboratorios para animales invertebrados. En adición, el uso del sulfato de cobre puede incrementar la resistencia de las algas y reducir el oxígeno disuelto debido a los grandes volúmenes de células descompuestas, creando condiciones para el incremento de hierro, manganeso, amonía y fósforo. Cooke y Kennedy (1989) han sugerido que el resurgimiento de las algas es resultado del efecto tóxico del cobre en el zooplancton. De igual manera la acumulación de cobre en sedimentos incrementa los costos del proceso de remoción de este. Por último, es posible que el uso prolongado de cobre redunde en una situación ácida debido a la precipitación, especialmente en lagos de baja alcalinidad.

Los costos de este método dependen de la dosis, frecuencia de reaplicación, tipo de alga y otros factores específicos al lago o embalse. Hanson y Stefan (1984) proveen algunos costos para lagos en Minnesota, donde se utilizaron 25,800 kg/año de CuSO_4 a un costo de \$121,000/año (dólares 1988), que incluyen costos de operación. Estos tratamientos demostraron, por tanto, no ser costeados, dado que los beneficios fueron temporales y se presumen cambios adversos a largo plazo en el ecosistema.

3.3.2 Control de biomasa macrofítica excesiva

El término macrofita se refiere a toda vegetación acuática macroscópica, incluyendo macroalgas y plantas vasculares con flores, a menudo referidas como "hierbas". La mayoría de ellas se sujetan con una raíz extensa para su abastecimiento de nutrientes, la cual penetra varios centímetros dentro de los sedimentos. También dependen de sus hojas y vástagos, así como del agua para flotación, soporte, toma de nutrientes del agua y para la fotosíntesis.

La reproducción intensa es una de sus características, y su rápido crecimiento y colonización tienen lugar durante la temporada cálida. Los factores que promueven la colonización de macrofitas y biomasa incluyen a la luz, un factor limitante tal, que la colonización es a menudo correlacionada con la cantidad de luz. Los nutrientes en el segundo factor importante; una idea equivocada es que una carga excesiva de nutrientes es la causa directa de problemas con macrofitas, siendo este el caso para las algas. Solamente las macrofitas flotantes (como el lirio acuático) responden directamente al incremento de cargas de nutrientes; la mayoría de las especies tienen raíces en los sedimentos con las cuales obtienen carbono, P, N, hierro, manganeso y otros micronutrientes, de ahí que macrofitas sumergidas no son limitadas por nutrientes.

Las macrofitas tienden a establecerse y proliferarse preferencialmente cuando se combinan áreas grandes de aguas someras y tibias con sedimentos ricos en materia orgánica, y además si se tienen profundidades de SD de 2 metros o más.

La temperatura, la fauna herbívora, las plantas patógenas y la propia supervivencia, son otros de los factores que afectan el crecimiento de macrofitas. Una descripción de las técnicas para el control de macrofitas se incluye a continuación.

El problema de las macrofitas se acentúa como resultado de la eutrofización del embalse y la sedimentación. En este caso, el control de su crecimiento no puede ligarse a una reducción de nutrientes, ya que estos los toma directamente del sedimento, de ahí que se recurra al empleo de métodos más directos en el control de la biomasa macrofítica excesiva. Los controles más usados se pueden enumerar como:

Recolección

El control de plantas acuáticas por recolección puede efectuarse por medios preventivos, manuales y mecánicos. Los métodos de control integrados, es decir, una combinación de métodos, son populares en la administración del control de plantas acuáticas con el propósito de minimizar efectos negativos, aumentar la velocidad, efectividad o duración del control, y reducir los costos.

Las barreras de fragmentación es un control que físicamente trata de contener las colonias reduciendo la diseminación de fragmentos flotantes; la experiencia indica que barreras de bajo costo deben ser mantenidas solo en casos especiales y áreas selectas.

El control intensivo es la última medida preventiva, e incluye el uso de herbicidas y métodos manuales para la remoción de plantas; los beneficios incluyen condiciones de prevención, reducción de oportunidades para la generación de fragmentos y bajos costos.

Los controles manuales son a menudo practicados en países subdesarrollados, siendo adecuado para embalses someros y susceptibles de vaciarse o secarse. Este método no es entonces muy práctico para lagos y embalses profundos.

La remoción manual empleando buzos es otra técnica cuyos costos varían entre \$4,000/ha (dólares 1979), hasta cuatro veces más (Mewroth, 1979). Se han reportado eficiencias de remoción del 85 al 97 por ciento.

Los controles mecánicos incluyen cosecha y desraizado. El primero es visto como una medida para remover plantas que interfieren con navegación y aspectos varios. Sus ventajas incluyen su seguridad y comparada con herbicidas, su capacidad de regulación, su bajo costo y su selectividad a áreas y plantas; además, el producto de la cosecha puede ser utilizado o vendido a granjeros. Sus desventajas abarcan la escala de tiempo, la inversión de maquinaria, muerte de peces, problemas con los fragmentos como resultado del corte de las plantas, y la necesidad de personal humano especializado.

Los costos de cosecha varían dependiendo del área, densidad de la vegetación y maquinaria. Los precios reportados por Cooke *et al* (1986), oscilan entre \$400/ha y \$4,000/ha (dólares 1991). En los efectos ambientales reportados se incluyen los desechos orgánicos, ciclaje de los

nutrientes en las columnas de agua, erosión litoral, depresión de fotosíntesis (con disminución en pH) y posibles cambios en los niveles de oxígeno (Burton *et al* 1979). Habría que añadirse que existe evidencia de que la cosecha interrumpe la evolución de P en pequeñas cantidades, lo cual puede ser importante en lagos o embalses que reciben pequeñas cargas externas de P (Wetzel, 1983).

El desraizado está enfocado a la prevención del resurgimiento de las plantas; esto reduce la densidad de colonias, previniendo la dispersión de fragmentos. Una de sus grandes ventajas es el alto control de reincidencia. Sus desventajas están sujetas a los tipos de sustratos, obstáculos, colección y alto costo. Otros efectos negativos incluyen la dispersión de fragmentos de plantas y la aceleración de la evolución de fósforo desde los sedimentos.

Sus costos operacionales son variables y dependen del tamaño del tratamiento deseado, densidad de plantas, textura del sustrato y cantidad de obstáculos. El costo que ha sido reportado por Cooke *et al* (1986) varía entre \$900/ha y \$1260/ha (dólares 1990). Aspectos ambientales sobresalientes de esta operación, engloban efectos en peces y la posible liberación de metales tóxicos que de otra manera se acumularían en los sedimentos.

Controles biológicos

La toxicidad de productos químicos y el corto periodo de solución que ofrecen algunos medios mecánicos ha incentivado el uso de técnicas biológicas. Estos comprenden el uso de peces e insectos y plantas patógenas tales como hongos y virus. Los problemas asociados con estos controles implican lentitud de respuesta y poca predictibilidad. El uso de la carpa herbívora es muy popular, principalmente porque ha logrado obtener un bajo costo, control extendido y niveles aceptables de impacto negativo, (Guillory y Gasaway, 1978). Los posibles efectos negativos de estos peces, en cuanto a su fomento en la proliferación de algas debido al enriquecimiento de nutrientes de las columnas de agua, no han sido probados con mucha evidencia; sin embargo, el incremento en la turbidez sí ha sido reportado, (Miller y King, 1984).

Las comparaciones de costos para carpa herbívora, cosecha mecánica y tratamientos herbicidas son reportados por Cooke *et al* (1986). Mediante costos amortizados en 8 años se estimó el costo anual en Florida para la carpa herbívora de \$70/ha, de \$861/ha para una cosecha mecánica, y de

\$435/ha para una aplicación de herbicida. Además, se notó que el costo para tratar químicamente 15,000 ha en Florida en 1977 fue de \$9.1 millones de dólares y el mantenimiento de 35 peces/ha hubiera costado \$1.71 millones de dolares.

Variación de nivel o *Drawdown*

Esta es una técnica bien establecida para la administración de lagos y embalses; su uso en lagos naturales es menos común debido a la necesidad de sifones. Dicha técnica es usada para controlar ciertas plantas acuáticas, poblaciones de peces, reparar o instalar estructuras, e incluso ha sido utilizada para remover materia orgánica no consolidada y nutrientes, (Gottgens y Crisman, 1991).

El método primario de acción para el manejo de macrofitas es exponer las plantas, especialmente su sistema de la raíz a condiciones secas-congelantes o secas-calientes por un lapso de tiempo suficiente para matar las plantas. En Estados Unidos, el *drawdown* ha sido reportado como más eficiente durante el invierno.

Otros factores positivos se derivan del uso de este procedimiento, ya que además del control de plantas y peces, ha probado ser efectivo en la reducción de turbidez, consolidación de sedimentos, materia orgánica y nutrientes. El costo es incuestionablemente el más bajo de todos los métodos de control de esta sección, ya que además reduce los costos de otros, tales como remoción de sedimentos o la aplicación de cubiertas a estos, a menos que tengan que ser utilizadas bombas para bajar el nivel del agua. Los factores negativos incluyen el resurgimiento de algas, pero las causas no son completamente entendidas; la exposición de los sedimentos al aire, trae consigo oxidación de materia orgánica que puede resultar en la liberación de nutrientes al volverse a inundar; la exposición de tierras adyacentes al embalse puede traer consigo su respectivo impacto en la microfauna. Uno de los problemas más serios es el retraso del llenado o inundación del embalse, que redundo en la falta de disponibilidad del agua.

Tapado o cobertura de sedimentos

Esta técnica trata de controlar la vegetación acuática cubriéndola con materiales como arcilla, grava y arena, o bien, películas sintéticas. Su éxito ha sido pobre debido a las raíces que escapan de la cobertura y porque

muchas plantas continúan multiplicándose debido a fragmentos transportados desde áreas fuera del lago o embalse. Sus ventajas son su confinación, no toxicidad, facilidad de instalación y remoción. Sus desventajas son costos, fragilidad y facilidad de los materiales usados a degradarse con la luz solar. Los costos son variables; se han usado polietileno, polipropileno, fibra de vidrio, fibra de henequén, y *aquashed* (un colorante). Los costos de este último son del orden de \$50/gal (dólares 1984); para tratar un volumen de 4900 m³ de agua se recomienda una dosis de 1 ppm (Cooke *et al*, 1986).

3.3.3 Remoción de sedimentos

Problemas asociados con los sedimentos son particularmente tratados por medio de su remoción. Esta técnica tiene múltiples usos que resultan en el control de algas y macrofitas, disminuyendo las cargas de nutrientes del fondo al eliminar sedimentos que además pueden estar contaminados con sustancias tóxicas. Sus ventajas sobre la inactivación de nutrientes consisten en que las fuentes son removidas en lugar de ser solo controladas. Sus costos y necesidad de una disposición adecuada del desperdicio se presentan como factores limitantes en su uso.

Este es un método muy efectivo en la administración de lagos y embalses. Los objetivos de este programa incluyen el control de nutrientes del sedimento, remoción de sustancias tóxicas y remoción de macrofitas y sus raíces. Efectos ambientales adversos conllevan la resuspensión de sedimentos durante el dragado y la disposición del material removido.

Los costos reportados varían considerablemente; datos de proyectos de remoción de sedimentos en EUA indican intervalos de \$0.36/m³ a \$21.00/m³ (dólares 1981), (Cooke *et al*, 1986).

Este procedimiento resulta atractivo, siempre y cuando se realice una cuidadosa planeación de la disposición del desperdicio. Vale la pena mencionar que se siguen probando compuestos químicos tales como el nitrato de calcio, que una vez que reaccionan permiten el restablecimiento del ciclo biológico de manera prácticamente normal; este compuesto se utiliza como base del llamado proceso Riplox (Geney, 1988), el cual es recomendable para la oxidación de capas de sedimento no mayores de 20 cm, lo cual resulta muy restrictivo para la mayoría de los embalses.

3.3.4 Aireación

Uno de los primeros signos de la eutroficación, es la escasez de oxígeno en el hipolimnion de lagos y embalses. La anoxia puede producir ciertos cambios indeseables en la calidad del embalse que incluyen el acelerado reciclaje de nutrientes, solubilización de metales y limitación de peces.

De las técnicas de saneamiento existentes, la de aireación es la que día a día está ganando mayor popularidad, ya que por un lado no presenta efectos nocivos y por otro su desarrollo tecnológico ha permitido el abatimiento de costos hasta niveles que hacen factible su uso bajo diferentes condiciones. Dos son los tipos de aireación generalmente utilizados: por mezclado o destratificación e hipolimnética.

La circulación artificial por mezclado es una destratificación. Se realiza por medio de bombas, chorros y burbujas de aire. El objetivo es un mezclado completo que homogeneiza la temperatura de todo el lago. Sus principales ventajas son la aireación y oxidación de sustancias químicas en toda la columna de agua.

Existen diversos diseños que realizan el proceso de aireación; estos fueron clasificados por Fast *et al* (1976) en agitación mecánica, la cual involucra la remoción tratamiento y retorno del agua hipolimnética; inyección de oxígeno puro; e inyección de aire, a través de diseños flotantes o de flujo forzado al fondo.

La aireación mecánica consiste en llevar agua desde el hipolimnion, aireándola en la superficie y retornándola a la profundidad con un mínimo incremento en la temperatura.

La inyección de aire ha sido el método más popular, donde aireadores como el Limno, parcialmente sumergidos se han comercializado, principalmente por su fabricación con materiales no corrosivos y bajos costos de inversión, sumados a su eficiencia, (Verner, 1984).

La aireación hipolimnética fue desarrollada primero en Austria, (Mercier y Perret, 1949). Es una técnica diseñada para compensar las condiciones anóxicas y sus problemas asociados, elevando el contenido de oxígeno sin destratificar la columna de agua y sin calentar el hipolimnion, incrementando el hábitat para peces de aguas frías.

La aireación es necesaria cuando existen problemas asociados con la deficiencia aeróbica. La disolución de oxígeno en el hipolimnion es altamente efectiva sin el efecto asociado de destratificación. Este es realizado por medio de difusores o intercambio de agua del fondo a la superficie donde el oxígeno es absorbido y el agua es retornada a la zona hipolimnética. Este procedimiento restablece el hábitat en las zonas frías del fondo y tiene el potencial de tratar los problemas de hierro y manganeso para agua potable.

La siguiente sección incluye una detallada descripción del proceso de oxigenación de embalses mediante el proceso de aireación. Esto obedece a que a partir de la revisión bibliográfica realizada, y después de una exhaustiva consulta con fabricantes y representantes de equipo para oxigenación de agua, las ventajas ofrecidas por el proceso de aireación son múltiples, y las desventajas mínimas si se hace un diseño adecuado del equipo.

Adicionalmente, tomando en cuenta los amplios intervalos de costos reportados en la literatura para las diversas técnicas de saneamiento, y comparándolos con los adquiridos directamente de las empresas contactadas tanto en México como en otros países, estos también favorecen en términos generales al proceso de aireación. En la sección 3.3.5 se incluyen cuadros comparativos que resumen las ventajas, desventajas y costos de las diversas técnicas, mientras que en el Apéndice I se incluyen la descripción y funcionamiento de los principales equipos disponibles en México para su implantación.

3.3.5 Tablas comparativas

En las tablas 3.1, 3.2, 3.3 y 3.4 incluidas al final de este capítulo se resumen, para las técnicas de saneamiento de embalses presentadas en este informe, sus ventajas, desventajas y rangos de costos reportados en la literatura, respectivamente.

TABLA 3.1

TECNICAS	PRACTICA	VENTAJAS
CONTROL DE ALGAS	Desvío de nutrientes y tratamientos avanzados	Reducción de concentraciones de P. Y se transporta el efluente a lugares donde no causa ningún daño.
	Inactivación de P	Preveé un control de algas por medio de supresión de nutrientes.
	Dilución y vaciado	Bajo costo. Provada efectividad. Eliminación grandes concentraciones de algas.
	Descarga hipolimnética	La estratificación no se afectada. Ha sido probada en asegurar la recuperación de lagos.
	Circulación artificial	Mejora el D.O. y reduce hierro y manganeso.
	Bio-manipulación	Es el más adecuado a largo plazo. Es económica.
	Tratamiento con sulfato de cobre	Altamente efectivo. No sólo controla algas sino también olor y sabor del agua.
CONTROL DE MACROFITOS	Recolección y medios mecánicos	Control de ciertas plantas acuáticas y poblaciones de peces. Minimiza efectos negativos.
	Bio-control	Bajo costo. Control extendido. Mínimos niveles de impacto negativo.
	Manejo del nivel del agua ("Drawdown")	Control de plantas y peces. Efectivo en la reducción de turbidez.
	Cubierta de los sedimentos	Confinación. No toxicidad. Facilidad de instalación y de remoción
OXIGENACION	Aireación hipolimnética	Elevación del contenido de oxígeno del hipolimnión. No destratificación.
	Mezclado	Remoción, tratamiento y retorno del agua hipolimnética
REMOCION DE SEDIMENTOS		Remoción de sustancias tóxicas.

TABLA 3.2

TECNICAS	PRACTICA	DESVENTAJAS
CONTROL DE ALGAS	Desvío de nutrientes y tratamientos avanzados	Sólo para reducir cargas externas. Alto costo. Sólo si P es limitante. Resultados a largo plazo.
	Inactivación de P	Requiere de pre-presas. Muy alto costo. Sustancias químicas tóxicas para la biota.
	Dilución y vaciado	Sólo posible si existe un alto volumen de agua con bajo contenido de nutrientes
	Descarga hipolimnética	Sólo para pequeños embalses. Problemas de calidad de agua en las corrientes aguas abajo. Malos olores y sustancias tóxicas
	Circulación artificial	Puede propiciar la abundancia de algas. Resuspensión de nutrientes del hipolimnión y hasta los sedimentos al epilimnión provocando floraciones.
	Bio-manipulación	Requiere estabilizar las poblaciones para ser efectivo. Riesgo de alterar el equilibrio ecológico.
	Tratamiento con sulfato de cobre	Alto costo. Efectos temporales. Muy tóxico
CONTROL DE MACROFITOS	Recolección y medios mecánicos	Colección total para ser efectivo. Muy alto costo inicial y de mantenimiento.
	Bio-control	Altera el equilibrio del ecosistema. Eliminación de especies.
	Manejo del nivel del agua ("Drawdown")	Puede inducir floraciones algales. Oxidación de los sedimentos expuestos.
	Cubierta de los sedimentos	Son paliativos. Alto costo. Requiere fondos regulares para ser efectivos
OXIGENACION	Aireación hipolimnética	Sobresaturación de N ₂ . Transporta nutrientes al hipolimnión.
	Mezclado	Puede inducir la liberación de P. No es eficaz para lagos someros.
REMOCION DE SEDIMENTOS		Muy alto costo. Liberación de nutrientes.

TABLA 3.3

TECNICAS	PRACTICA	COSTOS USD\$/ha
CONTROL DE ALGAS	Desvío de nutrientes y tratamientos avanzados	12152-805255 8785-19326
	Inactivación de P	1134-1809
	Dilución y vaciado	
	Descarga hipolimnética	230-10856
	Circulación artificial	125-4986
	Bio-manipulación	489-878
	Tratamiento con sulfato de cobre	58-2791
CONTROL DE MACROFITOS	Recolección y medios mecánicos	532-56749
	Bio-control	496-845
	Manejo del nivel del agua ("Drawdown")	44-3714
	Cubierta de los sedimentos	20364-66443
OXIGENACION	Aireación hipolimnética	9516
	Mezclado	571-4586
REMOCION DE SEDIMENTOS		4265-200857

TABLA 3.4

COMPañIA	PRODUCTO	CAPACIDAD DE OXIGENACION [kgO ₂ /kWh]	EFICIENCIA DE TRANSFERENCIA [%]	COSTO INICIAL POR POTENCIA [USD\$/KW]	COSTO DE OPERACION [N\$/kgO ₂]	VIDA UTIL [AÑOS]
ICO, S.A. DE C.V.	Tornado	2.1			0.074	10
REACONDICIONAMIENTO DE AGUA, S.A. DE C.V.	Aire-O2	1.74-2.24		496-2044	0.059-0.089	11
PARKSON CORPORATION	Panel de aireación	2.35	44	3116	0.066	20
	Difusor cerámico	1.32	28	982	0.0118	20
	Difusor de burbuja grande	0.91	28	767	0.0171	20
	OxyCharger	Nivel deseado				
AQUA-TECHNIQUE	Limno	1.25			0.124	
DEGRÉMONT DE MEXICO, S.A. DE C.V.	Actirotor	2		626-3944	0.078	
AERATORS, INC.	Aqua-Lator	1.72-2.27		809-1552	0.068-0.09	
CONSORCIO INDUSTRIAL PUEBLA, S.A. DE C.V.	Agitador Flygt	2		7451-10227	0.078	

4. AIREACION

Como se mencionó previamente, los tipos de aireación generalmente utilizados son clasificados como: mezclado o destratificación, esquematizado en la figura 5a, e hipolimnética, representado en la figura 5b.

A continuación, se presenta la descripción de sus principios de operación, la fundamentación teórica de su funcionamiento, las ventajas y desventajas de su empleo, y los costos de implantación de equipos. Estos últimos se detallan en los cuadros comparativos del capítulo 3.

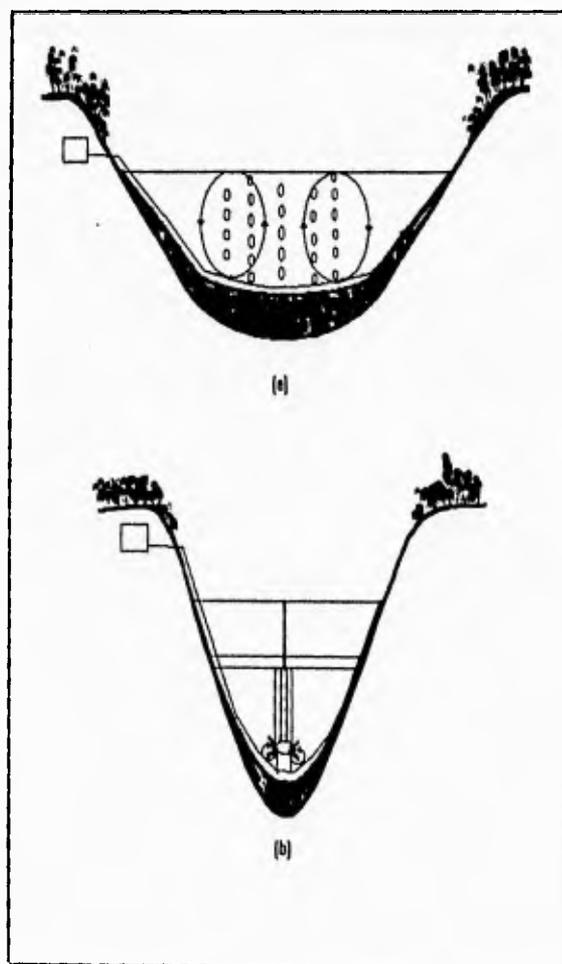


Fig 5 Métodos de aireación empleando, a) mezclado o destratificación, b) aireación del hipolimnion

4.1 Oxigenación por mezclado o destratificación

La oxigenación por mezclado o destratificación es una técnica que ha demostrado su efectividad cuando se emplea en embalses que no presentan estratificación térmica o muy leve.

Uno de los métodos más usados por esta técnica es el sistema de burbujas de aire, en el cual aire comprimido es inyectado al cuerpo de agua mediante difusores o tubos perforados. Al entrar al líquido, el chorro de aire se reduce rápidamente a una corriente de burbujas que arrastran al fluido circundante hasta la superficie, divergiendo en este lugar en una corriente horizontal figura 6. De acuerdo con las características del chorro, este puede ser dividido en tres zonas; e.g. de flujo en desarrollo, de flujo establecido y flujo superficial. En la primera región, el flujo cambia y se presentan los mayores cambios de las propiedades del agua en cuanto a su temperatura y características turbulentas; en la zona intermedia se manifiestan variaciones pequeñas en dichas propiedades, y en la última zona, donde el flujo se vuelve horizontal, la influencia de la superficie proporciona el efecto significativo de aireación.

Durante el movimiento ascendente una pequeña cantidad de oxígeno es agregado al sistema, mientras que la mayor cantidad de oxígeno transferido al agua tiene lugar en la superficie libre del embalse, cuando el agua arrastrada por las burbujas se pone en contacto con dicha superficie y se genera un movimiento convectivo, dada la diferencia de densidades existentes en el embalse.

Uno de los primeros trabajos para conocer el comportamiento de estos flujos es el de Cederwall y Ditmars (1974), quienes desarrollaron un modelo basado en una teoría integral semejante a la usada por Morton (1956) para chorros miscibles. Esta teoría está basada en una hipótesis de "penetración", bajo la cual un volumen de líquido circundante es arrastrado por la pluma de burbujas y dicha "penetración" es proporcional a la velocidad en el eje del chorro y al ancho de la pluma.

Las formas gaussianas para la distribución de la velocidad y la densidad son entonces supuestas; la diferencia principal con la teoría de Morton (1956) radica en que estos autores aceptan su posición de que el gas se mueva más rápidamente que el líquido por medio de una velocidad de "deslizamiento". Los resultados obtenidos de esta proposición al ser comparados con los datos experimentales de Kobus (1967) presentan una buena concordancia, no así con los experimentos de Bulson (1961).

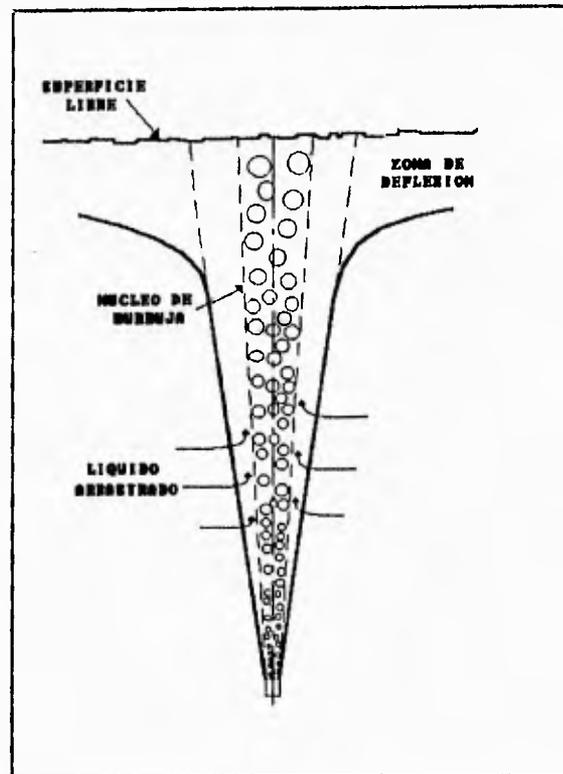


Fig 6 Estructura de una pluma de agua arrastrada por burbujas

Wilkinson (1979) al observar tal desacuerdo, lleva a cabo una comparación de las propiedades entre la pluma miscible y la de burbujas. Este estudio muestra que la estructura interna de la pluma de burbujas se ve influida apreciablemente por la tensión superficial y las fuerzas de flotación en la zona de formación de la misma. Estos términos juegan un papel importante en el comportamiento de la pluma y son expresados a través del número de Weber en la descarga.

Así, para bajos números de Weber la estructura de esta pluma es semejante a la presentada por la pluma miscible, pero para números de Weber altos (> 100) la semejanza no existe y la teoría utilizada para predecir el comportamiento de las plumas miscibles no puede ser utilizada para estos casos. Las fuerzas de tensión superficial causan que el aire inyectado se colapse en pequeñas burbujas y estas sean dispersadas por la turbulencia dentro de la pluma.

Para altos números de Weber los efectos de la tensión superficial son dominados por la flotación, y por tanto, las burbujas son concentradas en la región central impartiendo estas una pequeña cantidad de movimiento al agua circundante. Las regiones externas a la pluma son entonces dominadas más por los esfuerzos cortantes que por las fuerzas de flotación. Es por ello que la denominada razón de dispersión (es decir, el ancho de la pluma definido de manera adimensional) en la zona de flujo establecido para este tipo de plumas es menor que en plumas simples.

Milgram (1983) señala un modelo basado en las ecuaciones integrales de conservación para predecir el comportamiento de una pluma de burbuja descargada en un medio ambiente isotérmico. Dicho modelo está basado en una serie de aspectos: a) en un principio de semejanza geométrica para los perfiles de velocidad y de densidad; b) en la hipótesis de "penetración" que es función del ancho de la pluma, de la velocidad local en el eje de la misma y de un coeficiente variable que depende a su vez de la fracción de gas y de la profundidad, y c) en la especificación de la velocidad de deslizamiento de la burbuja.

Adicionalmente reporta experimentos de gran escala realizados en Bugg Spring, Florida, en los cuales se miden los perfiles de velocidad axiales y radiales de una pluma hasta una profundidad de 50 m y con gastos de aire menores de $0.59 \text{ m}^3/\text{s}$. Basado en los datos experimentales generados, se obtienen expresiones empíricas para relacionar las propiedades locales de la pluma con el coeficiente de "penetración" y con la fracción del flujo de cantidad de movimiento que es transportado por las fluctuaciones turbulentas de velocidad. Junto con estas expresiones la teoría integral permite describir las propiedades medias de una pluma de burbujas.

Hussain (1984) propone un modelo matemático bifásico para describir las propiedades de la pluma de burbuja con forma axisimétrica y plana dentro de un medio ambiente ligeramente estratificado. El flujo es considerado permanente y completamente turbulento, se asume que la densidad del gas varía de acuerdo con la ley de gas ideal y que la densidad del líquido es una función de la temperatura. La velocidad local de la burbuja es considerada igual a la velocidad local del líquido más la velocidad terminal de la burbuja, la cual se supone constante debido a que su tamaño es suficientemente grande para experimentar un arrastre completamente turbulento.

Los perfiles de velocidad y temperatura son considerados planos. Con este modelo simplificado se obtiene la velocidad del líquido, la temperatura y el ancho de la pluma como función del flujo de aire, de la profundidad y del

perfil de temperatura del agua. Los resultados indican que para el caso de una pluma axisimétrica, la cantidad de líquido transportado es apreciablemente afectado por el grado de estratificación del medio ambiente líquido, no siendo el caso para una pluma plana. Con respecto al ancho de la pluma, la estratificación sí afecta notablemente en ambos casos. Sin embargo, pese a que esta aproximación es de las más completas desde el punto de vista teórico, comparaciones con resultados experimentales muestran que el modelo no ofrece buenos resultados dadas las simplificaciones hechas por el autor.

Dado que el líquido que es arrastrado por la pluma es una medida para evaluar el funcionamiento de mezclado de un difusor de burbuja, Brown (1989) propone el método de inyección de tinta para medir el flujo del líquido que es arrastrado por una pluma de burbuja en un depósito de agua. Los resultados obtenidos son comparados con los generados a partir de las ecuaciones presentadas por Kobus (1968) y Goosens (1979). Las mediciones logradas resultaron un poco mayores que los valores calculados con las ecuaciones, pero el autor recomienda su uso para un diseño inicial de un sistema difusor de aire.

Baines (1992) expone un estudio de la evolución de la estratificación en un depósito para dos tipos de estratificación: de dos capas uniformes y linealmente continua. La evolución de la estratificación fue analizada como una función del flujo de gas y de la posición inicial de la interfase, y se reportan mediciones del perfil de densidades y observaciones de la estructura de la pluma inducida del fluido. Cuando la pluma de burbujas está en un medio ambiente por capas, en la capa inferior hay un arrastre del fluido líquido; cuando este fluido se pone en contacto con la interfase, gran parte del mismo se regresa hacia abajo mezclándose además con una cantidad del fluido ligero, lo cual provoca que la interfase sufra un cierto desgaste y tienda a elevarse. Una pequeña cantidad del fluido transportado por las estelas de las burbujas es llevado a la capa superior, y por tanto, la densidad del medio de dicha capa se incrementa. El fluido que baja fluye radialmente hacia afuera mezclándose en la parte superior de la capa inferior.

En el caso de que la pluma se genere dentro de un fluido linealmente estratificado (o con un escalón en la parte superior y la inferior), provoca que este evolucione hacia una mezcla homogénea en tres etapas. Durante la primera, las capas superior e inferior tienden a conservar cierto grado de estratificación. En la intermedia las diferencias de densidad se reducen, desapareciendo prácticamente la capa superior; finalmente en la última

etapa el movimiento hacia abajo del fluido rompe la estratificación del fondo hasta que todo permanece mezclado.

Otro método de mezclado, la agitación mecánica, consiste en colocar un impulsor bajo la superficie del agua que permite la aireación debido al movimiento generado al elevar una cantidad de la misma hacia niveles más altos (figura 7). La altura alcanzada por el chorro generado depende de la rapidez de giro y diámetro del impulsor, así como de la estratificación y la distancia del impulsor a la superficie.

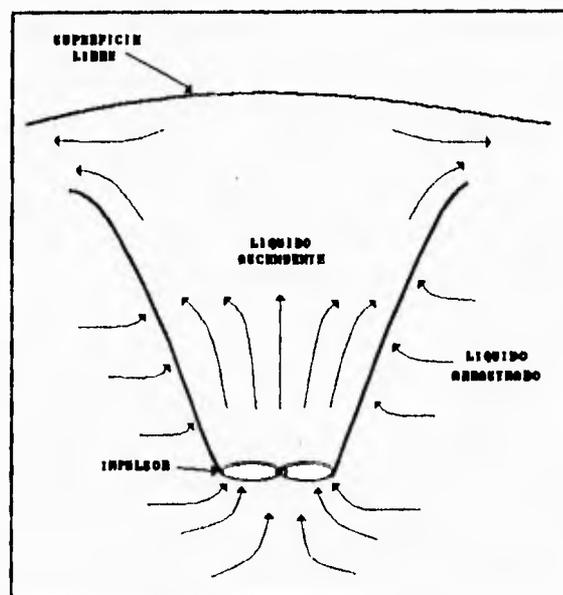


Fig 7 Agitación mecánica empleando un impulsor

Stephens (1992) examina las características y la eficiencia de un impulsor de flujo axial usado para bombear agua del hipolimnion a la superficie o viceversa. Para medir el funcionamiento del impulsor en las pruebas de laboratorio, este autor usa el término de *eficiencia de destratificación*, el cual es un cociente entre la energía potencial y la energía mecánica. Las pruebas se realizaron para dos diferentes tipos de estratificación, por capas y linealmente uniforme. El comportamiento presentado por el fenómeno es similar al expuesto por Baines (1992) mediante el uso de la pluma de burbujas para destratificar.

De los resultados de Stephens (1992) un mecanismo de escalamiento usado facilita la extrapolación a situaciones de prototipo. Mediante una escalación adecuada de los parámetros geométricos y de flujo, la magnitud de la velocidad y el diámetro del impulsor pueden ser obtenidos para una estratificación dada y así se determina el número de impulsores que den como resultado una máxima eficiencia.

Estos impulsores presentan una eficiencia de destratificación mayor que los sistemas comunes de difusores de aire. En aplicaciones prácticas, el uso de este tipo de agitación puede ser limitado para pequeños depósitos de agua debido a efectividad restringida que se presenta por el flujo impulsado.

Como se mencionó al inicio de esta sección, este método es más efectivo en cuerpos de agua poco profundos, no estratificados o ligeramente estratificados ya que se mantienen condiciones aeróbicas en el hipolimnion, Brown *et al*/ (1989). Si el suministro de aire es el correcto, se tienen factores positivos tales como una reducción en minerales, en algas y eliminación de sulfuro de hidrógeno y amoníaco asociados con condiciones anóxicas.

Los factores negativos que presenta el mismo son: los asociados a la distribución de la biomasa en el embalse debido al arrastre de agua de los niveles más bajos, lo cual provoca mezclado de materia orgánica, con la consiguiente demanda de oxígeno en todo el embalse; las condiciones isotérmicas creadas incrementan la demanda de clorinación por aumento de temperatura en la zona profunda. Cuando el equipo no ha sido correctamente dimensionado se presenta una de los mayores desventajas, ya que puede conducir a una degradación más rápida del agua debido al incremento en la producción de algas, provocado a su vez por la gran cantidad de agua que se recircula y que no permite al agua del fondo tener el oxígeno suficiente para evitar la liberación de nutrientes y minerales Geney (1988).

4.2 Oxigenación hipolimnética

La oxigenación hipolimnética admite una oxigenación en los niveles inferiores del embalse sin perturbar la estratificación térmica natural (figura 5b); de hecho su objetivo es mejorar la calidad del agua mediante la oxigenación sin permitir el transporte vertical del fluido. Algunas de las ventajas de esta aireación son el mantenimiento de niveles de oxígeno adecuados en la intercara agua-sedimento; la actividad biológica normal es permitida y una reducción de hierro, manganeso, fósforo, nitrógeno y

metales pesados es apreciable. Una de las ventajas adicionales es el hecho de que este equipo puede operar todo el año e indudablemente ofrece un mejoramiento en la calidad del agua.

La implantación de esta técnica se puede llevar a cabo mediante el uso de impulsores mecánicos acoplados a un sistema de tuberías o bien a través de una serie de métodos alternativos que se discutirán más adelante.

El método de agitación mecánica que involucra bombear el agua del hipolimnion hacia el exterior del cuerpo de agua por medio de una serie de tuberías, para ahí ser mezclado o circulado en cascada antes de ser regresado al hipolimnion es bastante económico, pero requiere operaciones *in situ* que hacen muy ineficiente el proceso de transferencia de oxígeno, además de incrementar la temperatura del agua (Geney, 1988). Una variación de este método consiste en oxigenar el agua empleando oxígeno puro en un sistema cerrado; esta aproximación es evidentemente más eficiente pero más costosa.

Existen dos métodos más de aireación hipolimnética cuya peculiaridad es que se llevan a cabo en el embalse empleando una bomba por arrastre de aire. El primero de ellos sube el agua hacia un contenedor que flota sobre la superficie. El agua aumenta sus niveles de oxígeno mediante la agitación que tiene lugar en contacto con la atmósfera y después fluye de regreso por gravedad a través de otra serie de tuberías hacia el hipolimnion. Este método es más eficiente que el de agitación mecánica, ya que las burbujas de aire asociadas al proceso aumentan los niveles de oxígeno.

Sus desventajas son el leve incremento de temperatura que propicia y la dificultad de airear la intercara agua-sedimento cuando existen variaciones en el nivel del agua, ya que el dispositivo se mantiene fijo relativo a la superficie.

El segundo método es una innovación a este último. Mediante esta técnica el proceso de aireación se efectúa dentro de un dispositivo sumergido en el embalse. La capacidad de absorción de oxígeno aumenta por un lado, por el incremento de presión, y por otro, porque no hay incremento de temperatura del agua.

Adicionalmente el sistema, denominado LIMNO, se puede instalar permanentemente y operar cuando se requiera ya que se localiza fijo con

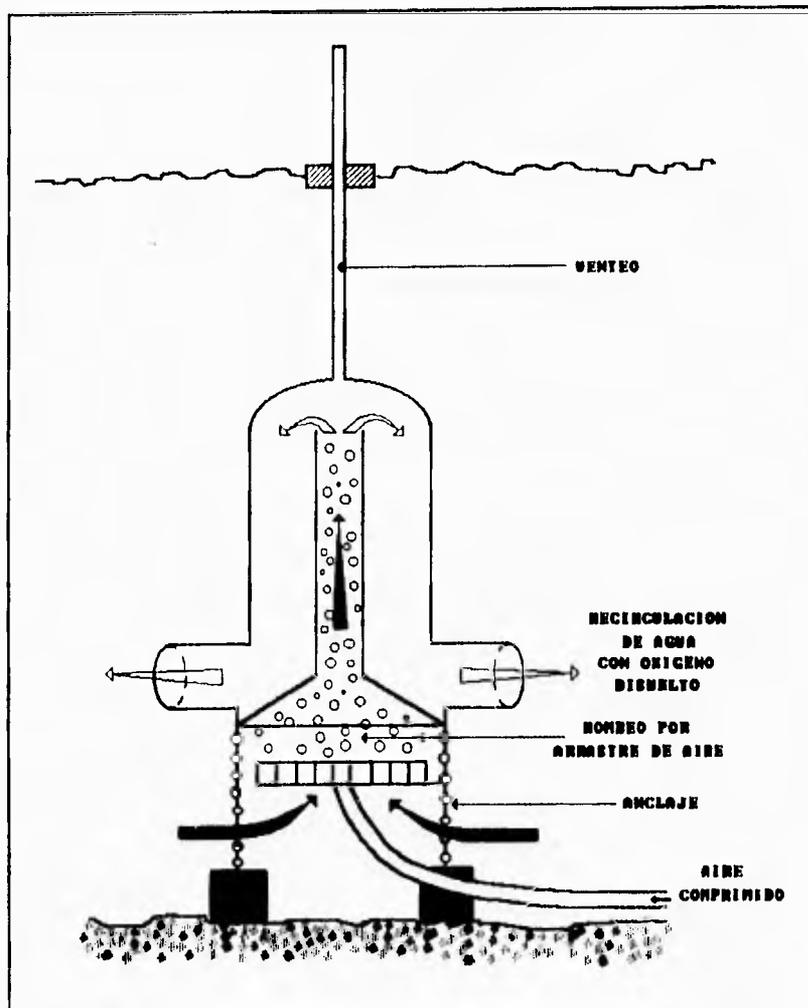


Fig 8 Principio de funcionamiento del aireador hipolimnético LIMNO

respecto al fondo del embalse, como lo muestra la figura 8 (Geney, 1988).

Este último método es capaz de operar sin perturbar la estratificación térmica, y por ende permite que continúe desarrollándose la actividad biológica normal del embalse.

Un ejemplo típico de los costos de aireación para el lago Tegeler See con 420 hectáreas, ha sido reportado por Cooke *et al* (1986). Quince unidades Limno se instalaron en 1980 para airear 32 millones de m^3 , suministrando 4.5 ton de oxígeno por día. El costo inicial fue de \$2,732,000.00 (dólares 1990) ó \$3.40 dólares/kg O_2 , ó \$6,500 dólares/ha por 6 meses de

operación; existe la posibilidad de una reducción de costos por diseños más eficientes. Otros costos reportados incluyen \$0.09 dolares/kw-h, costos promedios de operación por cada kg O₂ son de \$0.072 ± 0.026 dólares, y de instalación por cada kg O₂ de \$457 ± 280 dólares. Cuando este último valor es dividido entre el tiempo de operación, el costo que se obtiene es de \$2.50 dólares/kg O₂, el cual es más indicativo, dado que el éxito depende de abastecer la demanda de oxígeno.

En resumen, la aireación hipolimnética debería de incrementar los niveles de oxígeno a grandes profundidades, lo cual facilitaría la vida animal y mejoraría la calidad del agua, pero si el aireador falla o es removido, el proceso de producir alta demanda de oxígeno en esa capa del cuerpo de agua podrá provocar que se retorne a las condiciones anóxicas previas.

Los efectos más importantes observados experimentalmente y reportados en la literatura debido a la aireación en el hipolimnio son (Ashley, 1983):

- La circulación o mezclado en la columna de agua del hipolimnio, que se genera por la aireación, no tiene ningún efecto en la formación y permanencia de la estratificación térmica.
- No hay efectos directos de la aireación artificial en la temperatura ni en los parámetros químicos en el epilimnion.
- La producción primaria no se altera por la aireación.
- Incremento de la turbiedad (presumible por detritus y óxidos de manganeso o de fierro).
- Reducción del proceso de sedimentación.
- Se mantienen condiciones aerobias durante la aireación.
- Los niveles de oxígeno en el hipolimnion varían dentro de un rango pequeño.
- Aumento en la demanda de OD conforme se eleva la transferencia de oxígeno, y por tanto, aumento de la oxidación de la materia orgánica en la columna de agua.
- Reducción de la concentración de amonía.

- Se promueve el proceso de nitrificación si es suficiente el oxígeno que se adiciona para que este ocurra.
- La carga de fósforo y la concentración de ortofosfatos se reduce mientras, en contraparte, se presenta el proceso de regeneración aerobio del fósforo.
- La aeración permite el desprendimiento de CO₂ acumulado en esta capa.
- Decrece el contenido de calcio, magnesio, bicarbonato y ortofosfatos debido a la coprecipitación de calcio, carbonatos y fosfatos.

Se reconoce que dada la trascendencia de los efectos derivados de la aireación del hipolimnion en cuanto al saneamiento de lagos y embalses, es necesario documentar el régimen de nutrientes del cuerpo de agua por varios años, tanto con datos previos como con datos durante la experimentación con aireación del hipolimnion.

Se ha encontrado que hay más de un aspecto que no queda claro, y se acepta que se sabe poco de algunos procesos, o que no se entiende el comportamiento de algunos compuestos, en términos de su respuesta a la aireación efectuada (Ashley K, 1983).

Tal es el caso del proceso de circulación o mezclado y el proceso de descomposición bacteriana; así como también respecto a los mecanismos de interacción de los principales nutrientes, iones y las interacciones del pH con los procesos que ocurren durante la aireación artificial.

En lo que al proceso de descomposición bacteriana se refiere, hay evidencia teórica y experimental de que la aireación del hipolimnion estimula el incremento del consumo de oxígeno del orden de 3 a 4 veces. Es decir, se incrementa significativamente el consumo de oxígeno tanto en la zona de sedimentos como en la columna de agua del hipolimnion, debido al aumento de los niveles de oxígeno y la disminución de la sedimentación de detritus.

Se presupone que la modificación del proceso de descomposición en un cuerpo de agua sujeto a oxigenación artificial ocurre a través de tres mecanismos:

1. Incremento de la demanda de oxígeno en la intercara de los sedimentos del fondo del lago, aun cuando los niveles de OD sean bajos (se estima del orden de 2 - 3 mg/l)

2. La aireación hipolimnética incrementa la profundidad efectiva del hipolimnion por la circulación de detritus y la reducción de las velocidades de sedimentación, de manera que cambia su función de una zona de sedimentación pasiva a una de descomposición activa. Es decir, debido a la resuspensión de materia orgánica contenida en los sedimentos hacia la zona del hipolimnion, aquella experimenta una oxidación más completa y entonces la columna de agua adquiere mayor importancia como una zona de descomposición en relación con la zona de sedimentos.

3. La oxigenación continua estimula el crecimiento de la comunidad de bacterias aerobias en el hipolimnion y al encontrar sustrato disponible y aumentar la respiración bacteriana, deberá acelerarse la descomposición e incrementarse el consumo de oxígeno.

En relación con los nutrientes se tiene:

a) NITROGENO

Aun cuando falta mucho por conocer sobre el efecto de la oxigenación del hipolimnion en el ciclo del nitrógeno, algunos autores como Chen *et al* (1979) predicen una disminución importante de nitrógeno, basados en estudios de laboratorio.

Sin embargo, se ha observado experimentalmente que el principal efecto de la aireación en el ciclo del nitrógeno es la disminución de la concentración de amonía $\text{NH}_3\text{-N}$. La explicación de esta evidencia se centra en que es el resultado de la interacción de varios procesos:

- Una cantidad (desconocida) de $\text{NH}_3\text{-N}$ escapa a la atmósfera.
- La elevación del pH en el hipolimnion por efecto de la aireación facilita la reacción hacia la fase gaseosa que de otro modo solo podría lograrse a través de un mezclado muy intenso.
- Al incrementarse el oxígeno disuelto por la aireación se estimula la acción de las bacterias nitrificantes para oxidar amonía ($\text{NH}_3\text{-N}$) a nitritos ($\text{NO}_2\text{-n}$) y a nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$), de lo cual resulta una reducción de la concentración de amonía.

- Si además hay presencia de OD en el fondo, en la zona de sedimentos es probable la oxidación en la capa superficial del sedimento, y por tanto, reduce la liberación de $\text{NH}_3\text{-N}$ (Graetz *et al*, 1973).

b) FOSFORO

La disminución de la concentración de fosfatos ($\text{PO}_4\text{-P}$), efecto inmediato observado experimentalmente, parece explicarse por la coprecipitación con el carbonato de calcio que ocurre en las etapas iniciales de la aireación y propiciada por la elevación del pH y la turbulencia generada. Para algunos autores la coprecipitación es también dependiente del grado de saturación del carbonato de calcio. Además, se presupone que parte de los fosfatos se absorben en los detritus resuspendidos en el hipolimnion.

En la literatura, se ha documentado ampliamente la prácticamente nula liberación de fósforo en los cuerpos de agua, bajo condiciones aerobias (Mortimer's, 1941), por lo cual se esperaba que con la oxigenación del hipolimnion disminuyera la liberación de P que ocurre en las zonas anaerobias de los sedimentos.

Sin embargo, observaciones experimentales reportan la acumulación de fósforo en el hipolimnion bajo condiciones aerobias y lo han encontrado como fósforo orgánico disuelto y como P en partículas; de manera que se sostiene que hay un proceso de regeneración de fósforo donde es probable que actúen ciertos procesos o mecanismos de precipitación (complejos férricos no solubles hidrofosfatados) de los cuales no se sabe ampliamente cómo influyen.

A pesar de estas hipótesis, experimentalmente se reportan concentraciones de fósforo total P_t menores bajo condiciones de aireación del hipolimnion que si no se aplicara este método. Esto lleva a la conclusión de que la aireación del hipolimnion reduce la carga interna de fósforo en un lago o embalse y que entonces se cumple el objetivo de saneamiento, siempre que el diagnóstico del cuerpo de agua indique que la carga interna es la principal fuente de fósforo.

Además, hay evidencias recientes de que la liberación de P está altamente determinada por el tipo de embalse, la composición de los sedimentos, los datos históricos de la carga de nutrientes, además de la concentración de oxígeno en el ambiente (Lee, 1970; Schindler *et al*, 1977, 1980).

Interacciones del pH

Se ha observado el incremento del pH posteriormente a que inicia la aireación lo cual podría influir en el metabolismo del cuerpo de agua dado el efecto del pH en el incremento de la volatilización de amonía, la reducción de la concentración de CO_2 en el hipolimnion y la posible mayor estimulación de la coprecipitación de iones (bicarbonatos, calcio y magnesio) y fósforo.

Lo cierto es que el pH cataliza una serie de reacciones químicas y puede aprovecharse para precipitar cationes metálicos divalentes y mejorar la calidad del agua (como la dureza) para usos domésticos o recreativos.

4.3 Equipos comerciales de aireación

En esta sección se presentan los costos de adquisición, instalación y operación, de dos equipos de aireación, uno de tipo hipolimnético y otro por mezclado.

4.3.1 Aireador por mezclado

En el caso que se deseara oxigenar un embalse mediante mezclado, lo cual sería factible para embalses someros, o bien nuevamente para la zona circundante a la toma siempre y cuando esta no exceda de 10 m de profundidad, se recomienda el equipo denominado TORNADO (Ver figura A.6 del apéndice I), el cual es fabricado por Aeromix System, Inc y comercializado por ICO, S A de C V.

Para satisfacer el mismo gasto en la toma y aireando una columna de agua de 50 m de diámetro y 10 m de altura, se requieren de acuerdo con el fabricante seis equipos de 74.6 kW cada uno. Este equipo es capaz de operar intermitentemente y agregar aproximadamente 3 mg/l de oxígeno, sin tomar en cuenta la DBO del embalse. La figura 9 ilustra de manera esquemática la zona de influencia del equipo una vez instalado en el embalse.

El costo de operación mensual del TORNADO, determinado a partir de los datos reportados en la Tabla 3.4 sería de N\$ 50,274.00, o bien de N\$ 2.5/m³ de agua.

El costo inicial de las seis unidades sería de \$ 222,858.00 dolares + Iva (N\$833,488.00, N\$ 42.45/m³ de agua); este costo no incluye el arrancador ITM, cable de alimentación, flete e instalación.

Las especificaciones del equipo son:

Tipo:	Aireador horizontal de alta velocidad
Modelo:	Tornado aspirating aerator
Marca:	Tornado
Potencia del motor:	100 HP c/u
Velocidad de operación:	1,750 rpm

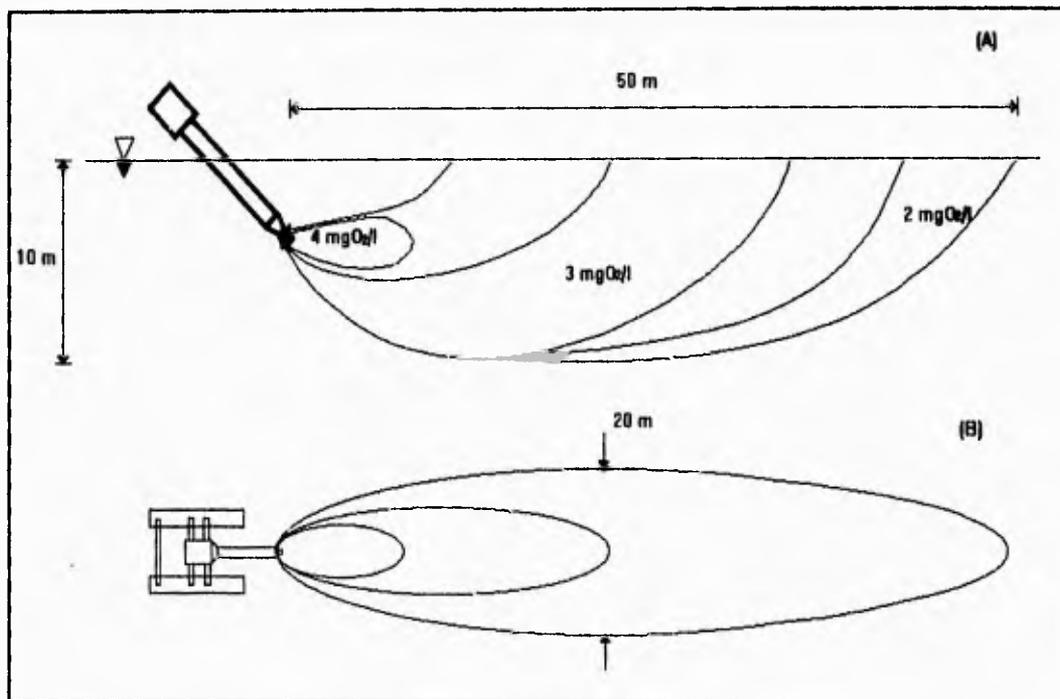


Fig 9 Zona de influencia del equipo TORNADO; a) vista lateral; b) vista de planta

Vale la pena recalcar que el uso de uno u otro tipo de aireador no está sujeto simplemente a comparaciones de costo, ya que las características de funcionamiento de cada uno de ellos resultan, como se mencionó en la sección 3.3.4 de este trabajo, en condiciones de mezclado o preservación de la estratificación respectivamente, lo cual puede resultar o no benéfico

de acuerdo con el estudio previo que se deberá realizar del embalse en cuestión.

En la tabla 3.4 se presentan los datos concernientes a los equipos de aireación comercializados por compañías nacionales e internacionales que se enlistan en el apéndice I.

4.3.2 Aireador hipolimnético

Para determinar los costos de implantación y operación de un aireador de tipo hipolimnético en un embalse mexicano, a continuación se presenta el caso del embalse de Zimapán, para el cual un estudio preliminar ha permitido establecer la variación de los perfiles de temperatura y oxígeno tanto en condiciones de estratificación como de mezclado (Palacio *et al*, 1994).

Este embalse tiene una extensión de 35 km y una profundidad de 200 m cerca de la cortina aproximadamente. La posición de la toma de agua de la Central Hidroeléctrica en promedio, se localiza a una profundidad de 20 m por abajo de la superficie del agua y extrae un flujo de 60 m³/s durante la generación.

Los resultados obtenidos a partir de la simulación del comportamiento del embalse de Zimapán, indicaron que en condiciones de estratificación el hipolimnion comienza aproximadamente a una profundidad de 17 m, bajo la cual las condiciones son prácticamente anóxicas. Dada la extensión del embalse y el volumen de agua almacenados, resultaría prohibitivo en costo, instrumentar cualquier equipo de aireación para todo el embalse, por lo que la zona indicada para oxigenar es la aledaña a la toma si el objetivo es que el agua que se descarga aguas abajo tenga un contenido de oxígeno adecuado que no deteriore las condiciones del río; adicionalmente, esto atenuaría el potencial corrosivo del agua, que podría afectar algunas partes de la turbomaquinaria.

Para el caso de aireación hipolimnética, el equipo comercial propuesto es el LIMNO fabricado por AQUA TECHNIQUE (Ver fig 8). La capacidad de transferencia de oxígeno de estos equipos está de acuerdo con la potencia requerida y existen diseños preestablecidos según el gasto de aire necesario. Para el cálculo que a continuación se presenta, se ha considerado una unidad estándar de 1,25 m de diámetro y 4.6 m de altura que maneja un gasto de aire de 100 l/s y un gasto de agua de 370 l/s.

Suponiendo que el equipo a emplear se instalara a 20 m de profundidad, la potencia necesaria para manejar dicho flujo de aire tomando en consideración pérdidas por fricción del orden del 10 por ciento sería:

$$Pot = \gamma Qh = 9810 (0.1) (20) (1.1) (1.34) = 29 \text{ HP}$$

donde γ es el peso específico = 9810 N/m³, Q es el gasto de aire = 0.10 m³/s, h es la altura = 20 m, el factor de 1.1 toma en cuenta el 10 por ciento de las pérdidas por fricción, y el factor de 1.34 convierte la potencia de kW a HP.

De acuerdo con este resultado, el modelo a utilizar sería el LIMNO 30 52 100, cuya potencia es de 30 HP y maneja un flujo de aire de 100 l/s con una capacidad de transferencia de 1.25 kg O₂/kW, de tal forma que incrementa la concentración de oxígeno a un promedio de 4 mg O₂/l en un radio de 500 m. En la figura 10 se ilustra esquemáticamente la localización del aparato dentro del embalse, con los perfiles de oxígeno disuelto esperados durante su operación. Es importante tomar en cuenta que los niveles de oxígeno disuelto mencionados, son los nominales de operación del equipo y que por tanto, están sujetos a la cantidad de DBO presente en el embalse; para obtener los niveles efectivos durante la operación de este o cualquier otro equipo, se requeriría una simulación completa del embalse que permita considerar la interacción entre el oxígeno proporcionado por el equipo y las características hidrológicas y bioquímicas del embalse en cuestión para conocer entonces el oxígeno residual.

Una unidad LIMNO tiene la capacidad de airear una columna de casi 1 km de diámetro con un espesor de 4 m, es decir un volumen de 3,141,592 m³, lo cual sería suficiente para satisfacer la calidad requerida del agua en la toma, aún considerando que la demanda de 60 m³/s de agua fuera continua.

Considerando el precio de la energía eléctrica de la tarifa OM (junio-octubre/94) para la zona en cuestión, que de acuerdo con la Comisión Federal de Electricidad es de N\$ 0.14244/kWh por operación y N\$ 24.24/kW por capacidad instalada, si el equipo se mantuviera en operación durante las 24 horas el costo mensual de operación sería de N\$2,843.40

Los costos iniciales del equipo de acuerdo con los datos proporcionados por el fabricante son de aproximadamente \$410,000.00 dólares, incluyendo tanto accesorios como instalación.

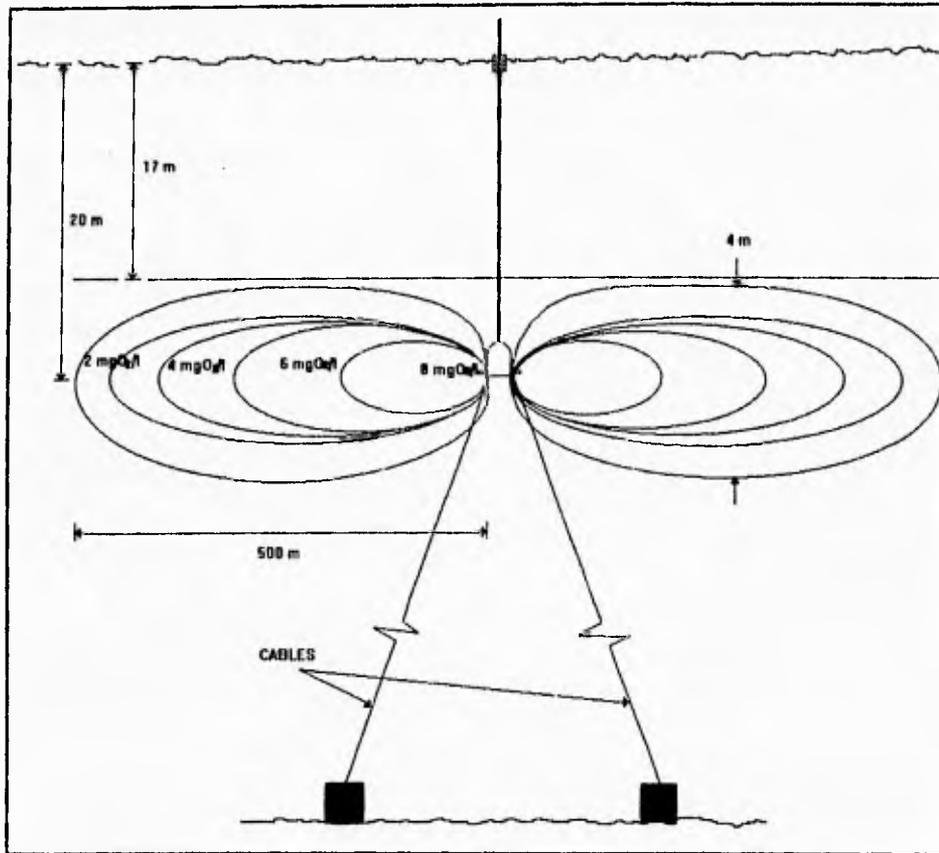


Fig 10 Instalación del aireador hipolimnético LIMNO y zona de influencia

5. MODELO MATEMATICO

Introducción

Actualmente, están en desarrollo sistemas que integran el manejo de información para tener un mayor acercamiento entre los analistas y los tomadores de decisión. Mediante los sistemas de información geográfica, las herramientas analíticas que permiten la evolución de modelos matemáticos que se integran en máquinas cada vez más rápidas (e.g. CRAY YMP), y las interfases que se manejan en computadoras personales, se tiene ahora la tecnología para analizar diversas alternativas en menor tiempo (Loucks *et al*, 1985).

El análisis clásico de Streeter y Phelps (1925), que describe mediante una ecuación diferencial ordinaria la interacción entre los requerimientos de oxidación para la estabilización bioquímica de la materia orgánica, y el reabastecimiento de oxígeno disuelto mediante el proceso de transferencia de masa por aireación superficial, ofrece la solución analítica de la evolución temporal del déficit de oxígeno respecto a la saturación, para condiciones hidráulicas de estado permanente y considerando reacciones químicas de primer orden. Sin embargo, investigaciones subsecuentes han demostrado que la complejidad de los sistemas acuáticos reales requiere de modelos más sofisticados que representen los múltiples fenómenos que interactúan. En el estudio que se realizó para la administración del estuario de Delaware (Thomann, 1963), se aplicó la ecuación de Streeter-Phelps a un sistema de múltiples segmentos, con fuentes múltiples de descargas y la variación espacial de las propiedades. Este modelo arrojó resultados que permitieron establecer las estrategias de control de contaminación con base en el impacto sobre el oxígeno disuelto.

En las últimas dos décadas, se han desarrollado múltiples modelos que pretenden evaluar la calidad del agua de diversos sistemas, pero pocos han sido los que se han validado con un procedimiento riguroso que permita una alta confiabilidad en las predicciones (Orlob, 1992). Generalmente, las calibraciones que se realizan con datos de campo sirven para ajustar ciertas constantes de reacción, mas estas resultan ser dependientes del sitio específico, y extrapolar su validez a otros casos puede resultar en errores mayores en un 100 por ciento respecto a las mediciones. A lo sumo, se han establecido intervalos para las diversas constantes que intervienen (Wu-Sen, 1993).

Como consecuencia, pocos son los modelos que se han utilizado en la práctica para la toma de decisiones. Entre ellos está el modelo QUAL 2E desarrollado por Water Resources Engineers (WRE) para la EPA (Environmental Protection Agency). Una revisión y descripción de los modelos actualmente disponibles se encuentra en McCutcheon (1989).

Es notable la contribución en el desarrollo de modelos para lagos y embalses realizada por el grupo del MIT (Massachusetts Institute of Technology) bajo la dirección de D R F Harleman desde 1972 (Harleman, 1982). Paralelamente, el modelo LAKECO desarrollado por WRE se incorporó al estudio realizado en 1985 por el Waterways Experiment Station del U.S. Army Corps of Engineers para obtener el modelo unidimensional para embalses CE QUAL R1. En 1986 este modelo se extendió a dos dimensiones para dar lugar al modelo CE QUAL W2.

Otro enfoque ha sido desarrollado por Stefan y Ford (1980), que con base en un balance global de energía determinan la variación temporal unidimensional (en la vertical) de la temperatura. Argumentan que los métodos basados en ecuaciones de transporte, con coeficientes de dispersión que integran los efectos de la turbulencia, ondas y oleaje, circulación Langmuir, y las oscilaciones de largo periodo (seiches), manejan las escalas de tiempo largas, mientras que los métodos energéticos tienen mejor resolución particularmente cerca de la superficie, y permiten el estudio de la productividad diaria en lagos.

Antecedentes

En las últimas tres décadas, las investigaciones realizadas sobre el comportamiento termohidráulico de lagos y embalses han procurado representar estos fenómenos basados en métodos analíticos, integrales y numéricos, *e.g.* Dake y Harleman (1979), Imberger *et al* (1978), Stefan y Ford (1975) y Ford y Stefan (1980). En la mayoría de los trabajos citados se ha parametrizado el efecto de la flotación por la diferencia de densidad del agua a través del número de Richardson (Ri). Quizás la mejor representación ha sido lograda por Harleman (1982), ya que con la velocidad de cortante del viento y la variación de la densidad con la temperatura define el cambio en la profundidad de la capa de mezclado (epilimnion) con el tiempo en función de Ri ; esto es, la conversión de la energía cinética del viento en energía potencial de la capa estratificada. La limitación de dicho modelo es que considera los movimientos advectivos únicamente en la vertical, y el modelo es entonces unidimensional.

Otro factor cuya importancia señala Harleman es la viscosidad turbulenta que deberá tener diferentes valores en las tres zonas. En la etapa de calibración de los modelos, generalmente se ajustan varios de los parámetros para obtener una buena correlación con las mediciones. Esto implica que los modelos llegan a depender de las condiciones particulares del sitio y pierden generalidad. Adicionalmente, para calibrar dichos modelos se requiere una base estadística con suficientes datos de campo para realizar los promedios dimensionales y temporales (Effler *et al*, 1986). Con base en un análisis estadístico de la variación de los parámetros más importantes que determinan la estratificación, Hondzo y Stefan (1993) determinaron la variación de la viscosidad turbulenta en el hipolimnion en función del área superficial de los lagos y de la frecuencia de estabilidad (frecuencia de Brunt-Väisälä). Para ello consideraron las bases de datos de 20 años para nueve lagos de una región, y con un modelo unidimensional obtuvieron predicciones de la temperatura en el epilimnion con una desviación estándar de 1 °C. Sin embargo, para otras condiciones climáticas la funcionalidad de sus parámetros tendría que volverse a calibrar.

Henderson-Sellers y Davies (1991) realizaron un estudio de la estratificación con base en datos meteorológicos promedio para 11 lagos en diversas partes del mundo, y emplearon un modelo unidimensional para describir la variación anual de la temperatura en función de la profundidad. Un análisis de sensibilidad de los parámetros meteorológicos que controlan el comportamiento de la termoclina indicó que la velocidad del viento es la más sensible, particularmente para velocidades bajas. Con respecto a la radiación solar, los cambios tienen poco efecto en el comportamiento global, lo que da crédito al balance global energético sobre la superficie con base en datos promedio mensual. No obstante, encontraron que la profundidad y espesor del metalimnion depende considerablemente del factor de extinción, y sugieren que se determine una variación estacional de dicho factor para representar adecuadamente la evolución de la termoclina.

Henderson-Sellers (1991) considera que la discrepancia con las mediciones es atribuible a las limitaciones inherentes a la unidimensionalidad y a la incompatibilidad entre las escalas de tiempo que requiere el modelo y los intervalos de muestreo en el campo. No obstante, como una herramienta de planeación más que de predicción, estos modelos han resultado muy efectivos para analizar la respuesta de los cuerpos de agua para diversas alternativas de operación. Por ello, el alcance del modelo debe ser definido en función del problema que se pretende resolver.

Una de las contribuciones importantes del modelo que se presenta en este trabajo, es la representación simultánea de los tres factores arriba citados de la termohidrodinámica del embalse, a través del modelado de la turbulencia. Esto se ha logrado implantando las rutinas que modelan los efectos de flotación para la energía cinética turbulenta y para la rapidez de disipación de la misma (Rodi, 1993). Cuando existe estratificación la turbulencia se disipa rápidamente y el movimiento inducido por el viento se restringe a la capa superior. Inversamente, cuando se presentan las inestabilidades densimétricas existe una propagación importante de la turbulencia que tiende a homogeneizar el medio. Esto se refleja en la generación de celdas convectivas por las "plumas" de agua fría que descienden hasta alcanzar una flotación neutra. Ambos casos se han logrado representar con las escalas de tiempo de un día, y escalas de centenares de metros en la horizontal y unidad en la vertical (Palacio *et al*, 1994).

El otro fenómeno que ocurre con la entrada de agua más fría de los ríos es el mezclado generado por las corrientes de densidad, con un frente que se mantiene cerca del fondo, y desplaza cantidades importantes de agua menos fría hacia la superficie. Resulta entonces un transporte de materia orgánica hacia la superficie que puede provocar decaimientos importantes del oxígeno disuelto cerca de la superficie libre.

Con respecto a la limitante impuesta por la bidimensionalidad, esta parece ser poco significativa ya que los promedios sobre la coordenada lateral (el ancho del embalse) tienen suficiente resolución para representar los gradientes importantes en la vertical y en la horizontal. De la revisión bibliográfica realizada, solo los trabajos de Matsuo (1992-1993) han empleado un modelo de capas tridimensional para simular el comportamiento de embalses. Sus resultados muestran que las características se mantienen prácticamente homogéneas sobre el ancho, debido a que la curvatura del embalse no presenta un efecto significativo y que el viento, la convección y la extracción inducen velocidades muy bajas. Existen otros modelos tridimensionales de circulación restringida, pero a menos que existan múltiples zonas "muertas" de alta recirculación o en zonas críticas del embalse, el costo computacional adicional parece no justificarse.

5.1 Simulación numérica

En las secciones precedentes se han enumerado las técnicas más comunes de restauración o saneamiento de cuerpos de agua, y a partir de su análisis, se hizo énfasis en el método de aireación por considerarse como una de las opciones más atractivas para oxigenación de embalses. De entre los equipos comerciales diseñados para tal propósito, el LIMNO aparece como el dispositivo que ofrece las mayores ventajas desde el punto de vista tanto operativo, como de preservación del ecosistema, razón por la cual se describió con mayor detalle su funcionamiento.

Sin embargo, se estableció también que el desempeño de este o cualquier otro equipo está sujeto a las características propias del embalse, ya que cada uno presenta determinada hidrodinámica con sus respectivas condiciones bioquímicas. Por tal motivo resulta evidente que una de las actividades indispensables en la selección y dimensionamiento de equipo, será la simulación del efecto que este tendrá sobre la calidad del agua del embalse a oxigenar.

El propósito del resto del presente capítulo es mostrar el tipo de análisis que se puede llevar a cabo con un modelo numérico, capaz de incorporar al fenómeno hidrotérmico que tiene lugar en un embalse, el efecto de la presencia de un equipo aireador.

5.2 Descripción del problema

Debido a que se pretende mostrar de manera primordialmente cualitativa los resultados de una simulación, se han postulado una serie de simplificaciones que evitan desviar la atención de dicho objetivo.

Se considera un embalse en condiciones iniciales totalmente anaerobias, con estratificación térmica, en ausencia de afluentes, efluentes y efectos del viento. La zona de estratificación abarca los primeros 17 m de profundidad, con un gradiente de 9 grados como se ilustra en la figura 11. Estos valores se asignaron a partir de los resultados obtenidos para el caso del embalse de Zimapan.

Por lo que a la demanda de oxígeno se refiere, se ha evitado el inconveniente de suponer una distribución espacial y resolver otra ecuación adicional de transporte, especificando una condición de frontera para el oxígeno disuelto tal que su valor tiende a cero a una distancia

suficientemente alejada del equipo aireador.

Se representó una unidad del LIMNO, cuyo depósito mide 4.6 m de alto por 1.25 m de radio; los tubos de salida tienen una longitud de 3 m. El proceso de aireación se realiza inyectando aire comprimido desde el tubo interior, lo que obliga al agua a ser arrastrada a través del núcleo del LIMNO, que consiste en un tubo de 0.7 m de diámetro contenido en otro tubo mayor de 1.2 m de diámetro; es ahí donde el oxígeno se transfiere al agua con una concentración de 13 mg/l para salir por 6 tubos, cuyo diámetro es de 0.5 m. El gasto que se reporta y asigna a cada uno de los tubos es de 61.6 l/s.

El LIMNO se supuso anclado a 20 m de la superficie dentro de un embalse con una profundidad total de 80 m y un radio que medido desde el eje central del LIMNO es de 300 m. Esta distancia se especificó tomando en cuenta el área de influencia indicada por el fabricante.

Dada la simetría del problema, se simuló un sexto del embalse (1.047 rad), tomando en cuenta tan sólo una de las seis salidas del aparato de aireación (fig 12). Se construyó el dominio computacional con celdas en un sistema polar de coordenadas, que se representan esquemáticamente en la fig 13. La malla está formada por 9 celdas en dirección x , 40 celdas en dirección y y 35 celdas en dirección z , es decir un total de 12 600 distribuidas en forma no uniforme para lograr un mayor detalle en la vecindad del LIMNO, y menor en las zonas alejadas (fig 14).

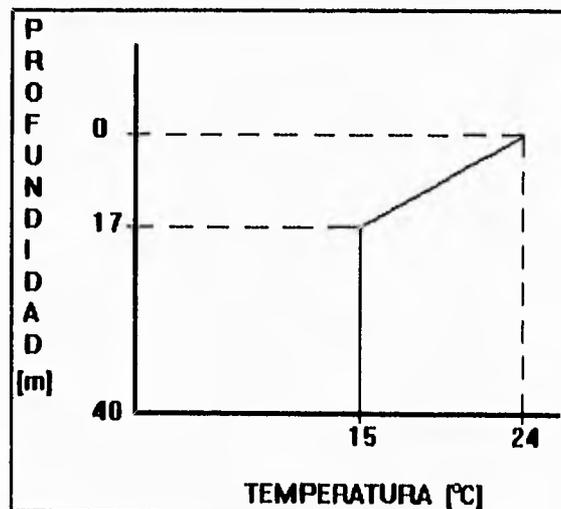


Fig 11 Condiciones de estratificación en el embalse

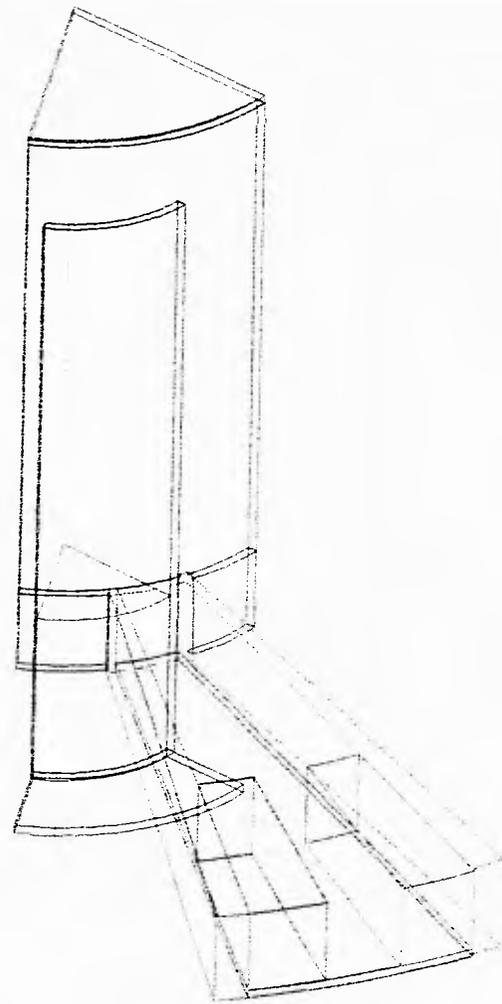


Fig 12 Un sexto del aireador hipolimnético LIMNO



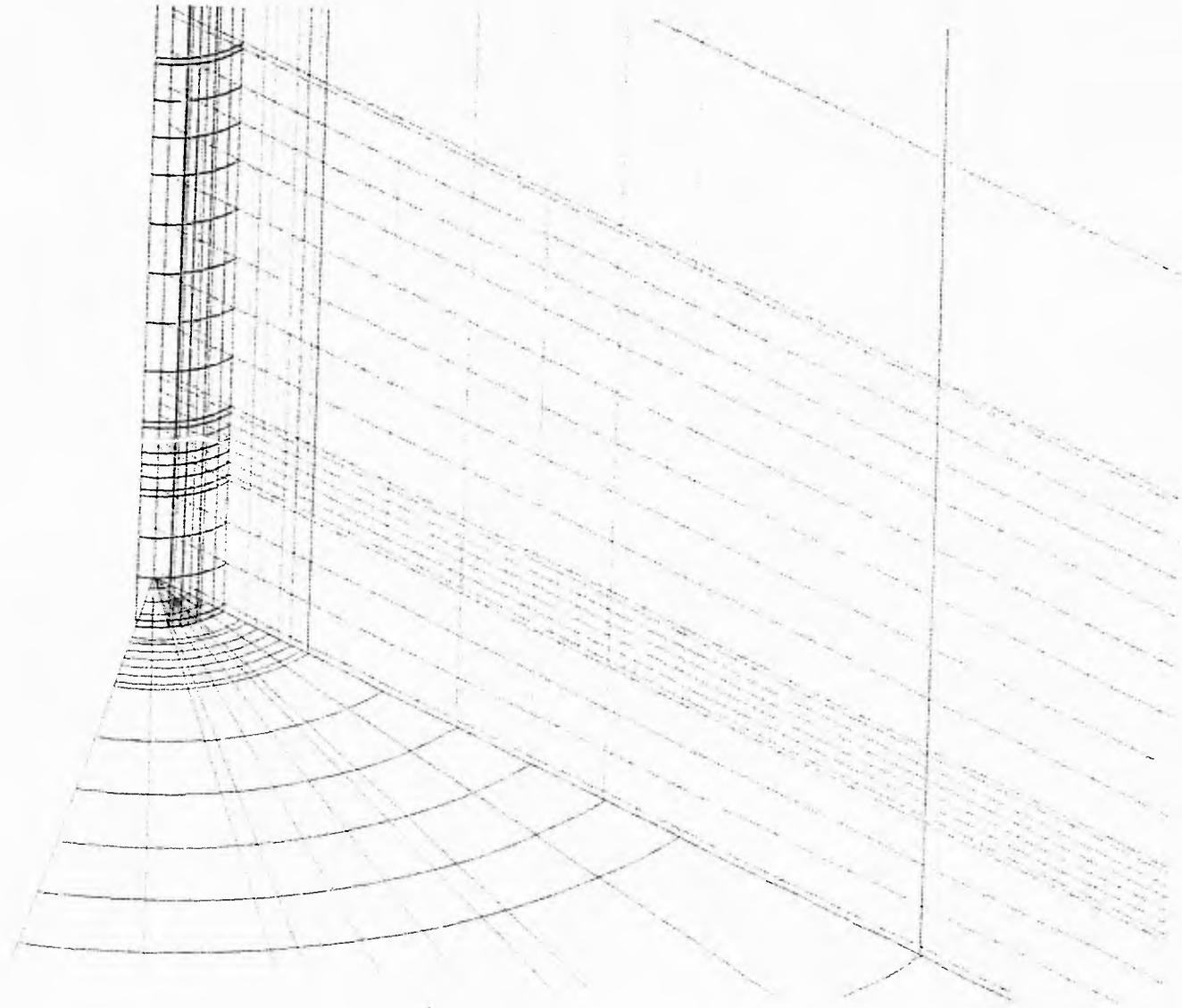


Fig 13 Representación esquemática de la distribución no uniforme de las celdas cerca del LIMNO



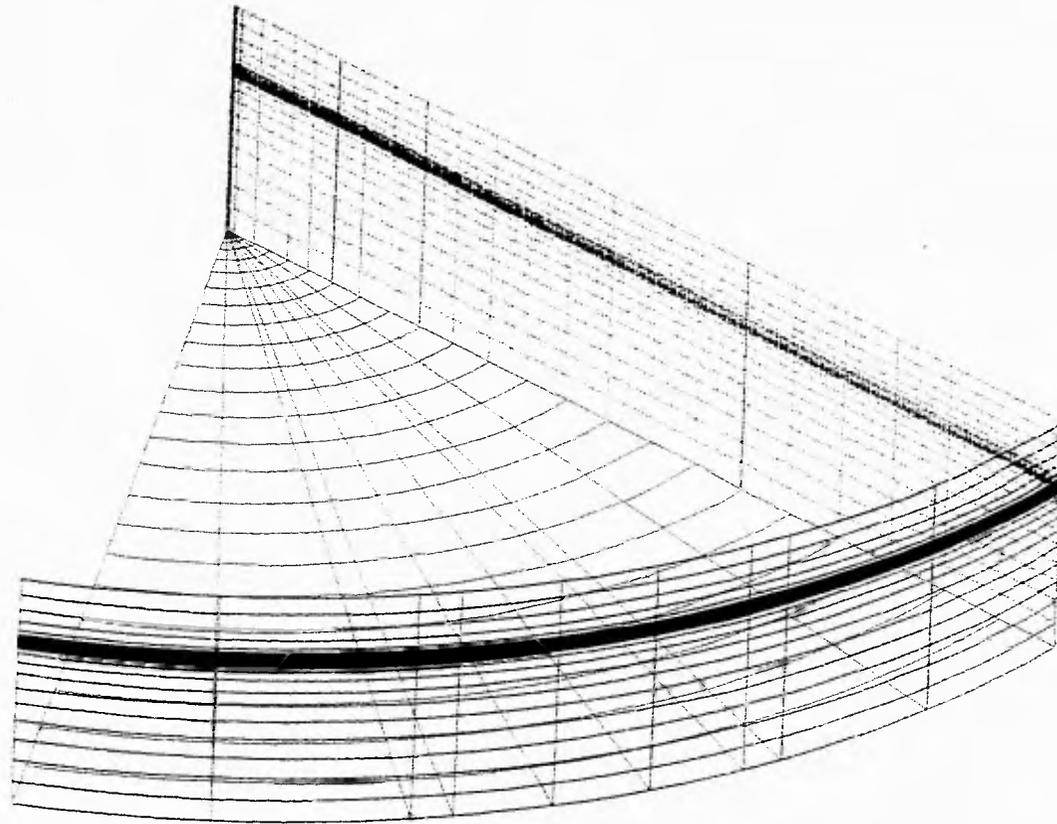
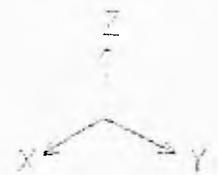


Fig 14 Simulación de un sexto del embalse mediante el dominio computacional con celdas en un sistema polar



5.3 Modelo numérico

El modelo que se describe a continuación, fue desarrollado y aplicado al caso del embalse de Zimapán. El lector interesado en una descripción más detallada, puede consultar el documento elaborado por Palacio *et al*, (1994) para la Comisión Federal de Electricidad, institución para la cual se realizó también el presente trabajo.

5.3.1 Ecuaciones de conservación

En esta sección se presentan las ecuaciones que definen al modelo matemático de la termohidráulica con los parámetros de calidad del agua asociados. Las múltiples relaciones entre las variables le confieren un alto grado de no linealidad, y por ello, se requiere la integración numérica de las ecuaciones. El modelo se ha implantado en el código de alto rendimiento PHOENICS. El conjunto de ecuaciones que conforman al modelo se pueden resumir de la siguiente manera.

Las ecuaciones de conservación que describen al flujo se pueden representar a través de la ecuación general:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\rho \phi) + \nabla \cdot (\rho \bar{V} \phi) = \nabla \cdot (\Gamma_{\phi} \nabla \phi) + S_{\phi} \quad (5.1)$$

donde t denota tiempo, ϕ es cualquier variable dependiente, V es el vector de velocidad, ρ es la densidad, Γ es el coeficiente de transporte de la variable dependiente, y S representa términos fuente por unidad de volumen.

Las variables dependientes consideradas, así como sus coeficientes de transporte asociados, dan lugar a las ecuaciones de continuidad, cantidad de movimiento, energía y turbulencia, y se presentan en la tabla 5.1. En dicha tabla, los símbolos u , v y w corresponden a las componentes de velocidad en las direcciones coordenadas x , y , z respectivamente, T es la temperatura que se emplea directamente en la ecuación de la energía, k es la energía cinética turbulenta, y ϵ la rapidez de disipación de la energía cinética; μ_l es la viscosidad dinámica laminar, μ_t la viscosidad dinámica turbulenta, y la suma de las dos viscosidades se define como la viscosidad dinámica efectiva, μ_e ; σ_l es el número de Prandtl laminar; σ_t es el número

de Prandtl turbulento, al cual se asigna el valor de la unidad; σ_k y σ_ϵ son coeficientes de difusión empíricos empleados en el modelo de turbulencia que se describe en la siguiente sección. La selección de la temperatura como variable dependiente en la ecuación de la energía, resulta posible al considerar que el calor específico del agua es esencialmente constante.

TABLA 5.1 Coeficientes de transporte para cada variable

	ϕ	Γ_ϕ
Continuidad	1	0
Cantidad de movimiento	u, v, w	μ_e
Temperatura	T	$(\mu_l / \sigma_l + \mu_t / \sigma_l)$
Energía c. turbulenta	k	$(\mu_l + \mu_t / \sigma_k)$
Rapidez de disipación	ϵ	$(\mu_l + \mu_t / \sigma_\epsilon)$

Debido a que la ecuación de continuidad carece de términos fuente, solo resta definir aquellos empleados en la ecuación de cantidad de movimiento, en la ecuación de la energía y en el modelo de turbulencia. Por lo que a la conservación de cantidad de movimiento toca, el término fuente está dado por:

$$S_m = -\nabla p + \rho \mathbf{g} + \nabla \cdot \left[\mu_e (\nabla \mathbf{U})^T - \frac{2}{3} (\mu_e \nabla \cdot \mathbf{U}) \mathbf{I} \right] \quad (5.2)$$

donde p es la presión estática, \mathbf{g} es el vector gravedad, \mathbf{I} es el tensor unitario, y el superíndice τ denota la transpuesta de la diádica.

Como ya se mencionó, la ecuación de la energía se resuelve en términos de la temperatura, y el único término fuente que se incluye es el que describe el cambio de temperatura debido a la variación temporal de presión:

$$S_T = \frac{1}{c_p} P_{,t} \quad (5.3)$$

Los efectos de disipación mecánica de calor se desprecian en la ecuación de la energía, debido a que el número de Brinkman es muy pequeño.

5.3.2 Modelo de turbulencia

El modelo de turbulencia utilizado es el k - ϵ , donde la energía cinética turbulenta, k , y su rapidez de disipación, ϵ , caracterizan la escala de velocidad y la escala de longitud del movimiento turbulento respectivamente. Los términos fuente para la ecuación de transporte de k y ϵ son:

$$S_k = (P_k - \rho \epsilon + G_B) \quad (5.4)$$

$$S_\epsilon = (C_{1\epsilon} P_k - C_{2\epsilon} \rho \epsilon + C_{3\epsilon} G_B) \frac{\epsilon}{k} \quad (5.5)$$

donde P_k es la rapidez de producción de k , y G_B es la producción o destrucción de k debido a efectos de flotación.

La rapidez de producción de k se determina a partir del tensor de esfuerzos turbulento con la siguiente expresión:

$$P_k = \mu_t [\nabla U : (\nabla U + (\nabla U)^T)] \quad (5.6)$$

donde el símbolo $:$ se refiere al producto tensorial, mientras que el término de producción o destrucción debido a flotación se calcula con:

$$G_B = - \frac{\mu_t}{\rho \sigma_t} g \cdot \nabla \rho \quad (5.7)$$

La viscosidad turbulenta se calcula con los valores locales obtenidos de k y ϵ empleando la relación:

$$\mu_t = C_\mu \rho k^2 / \epsilon \quad (5.8)$$

Los valores asignados a las constantes turbulentas de acuerdo con Launder y Spalding (1974) son:

$$\begin{aligned} C_\mu &= 0.09 & ; & & C_{1\epsilon} &= 1.44 & ; \\ C_{2\epsilon} &= 1.92 & ; & & C_{3\epsilon} &= 1.00 & ; \\ \sigma_k &= 1.00 & ; & & \sigma_\epsilon &= 1.314 & ; \end{aligned} \quad (5.9)$$

5.3.3 Condiciones de frontera

Para el caso en cuestión, el flujo presenta condiciones de frontera tanto en el fondo como en la superficie libre del embalse. Se describen en primer término las condiciones empleadas para el fondo del embalse, el cual se considera como una superficie sólida sujeta a efectos de fricción; posteriormente se señalan las condiciones de frontera para la superficie libre, las cuales pueden incluir el efecto del viento y el intercambio de calor debido a una serie de mecanismos que se detallan más adelante. También se pueden incluir las condiciones de frontera para las entradas y salidas del dominio.

5.3.4 Superficies sólidas

Como condición de frontera para las superficies sólidas, el efecto de la fricción que se incluye en las ecuaciones de cantidad de movimiento se calcula a partir del esfuerzo cortante de pared local. Dicho esfuerzo cortante se obtiene siguiendo el procedimiento descrito por Rodi (1993), el cual emplea las funciones de pared típicas para flujos con rozamiento, y consiste básicamente en especificar las condiciones de frontera en un punto externo a la subcapa viscosa, donde la Ley Logarítmica es válida y la turbulencia se puede considerar en equilibrio local.

Para tal punto, a una distancia δ de la superficie sólida, la velocidad resultante paralela a dicha superficie se determina como:

$$U_{res} = \frac{U_*}{K} \ln(E y^+) \quad (5.10)$$

donde K es la constante de Von Karman igual a 0.435, E es un factor de rugosidad (igual a 9.0 para superficies lisas, Rosten y Worrell (1988)), y la velocidad de fricción U_* está dada por:

$$U_* = (\tau / \rho)^{1/2} \quad (5.11)$$

siendo τ el cortante de pared, y la distancia adimensional y^+ se define como:

$$y^+ = \frac{U_* \delta}{\nu} \quad (5.12)$$

donde ν es la viscosidad cinemática. Las condiciones de frontera para la energía cinética turbulenta y su rapidez de disipación también se aplican para el mismo punto y están dadas por:

$$k = U_*^2 C_\mu^{-1/2} \quad (5.13)$$

$$\varepsilon = U_*^3 / (k \delta) \quad (5.14)$$

5.3.5 Transferencia de calor

Por lo que a la superficie libre corresponde, el modelo matemático desarrollado toma en cuenta el intercambio de calor que tiene lugar entre el cuerpo de agua y el aire ambiente.

Los mecanismos de transferencia de calor agua-aire son debidos a la radiación solar y atmosférica en cuanto a ganancia se refiere, y a evaporación, convección y radiación de onda larga en lo que a pérdidas concierne. De esta manera, el flujo de calor neto se puede calcular a partir de la ecuación (Harleman, 1982):

$$Q_{net} = Q_{sol} + Q_{atm} - (Q_{br} + Q_{ev} + Q_c) \quad (5.15)$$

donde Q_{sol} es el flujo de calor por radiación solar, Q_{atm} toma en cuenta la radiación proveniente de la atmósfera, Q_{br} es la radiación de onda larga del agua al aire, Q_{ev} es el flujo de calor por evaporación, y Q_c es el flujo de calor por convección.

El flujo de calor proveniente del sol debido a radiación puede calcularse con la expresión (Harleman, 1982):

$$Q_{sol} = \eta (1 - \beta) \phi_0 e^{-\eta y} + \beta \phi_0 \quad (5.16)$$

donde ϕ_0 es la radiación total por unidad de área que incide sobre la superficie, η es el factor de extinción que depende de la turbidez, y es la profundidad y β es la fracción de la energía que se absorbe en la superficie.

El flujo de calor radiado por la atmósfera se determina con la siguiente expresión:

$$Q_{atm} = \{C_1 + C_2 T_{air}\} (1 + 0.17 C_{ld}^2) \quad (5.17)$$

donde C_{ld} es el coeficiente de nubosidad, $C_1 = 208.733$, $C_2 = 6.2363$, y T_{air} la temperatura del aire.

El flujo de calor del agua al ambiente debido a radiación de onda larga se obtiene de la siguiente forma (Ryan y Harleman, 1974):

$$Q_{br} = a + b T_{sup} \quad (5.18)$$

donde $a = 308.2$, $b = 4.9$, y T_{sup} es la temperatura superficial del agua.

Las pérdidas de calor por evaporación se pueden calcular a partir de la expresión (Adams, 1990):

$$Q_{ev} = \{Q_{lib}^2 + Q_{forz}^2\}^{1/2} (P_{sup} - P_{air}) \quad (5.19)$$

donde P_{sup} es la presión parcial del vapor de agua en la superficie, P_{air} es la presión parcial del vapor de agua en el aire a 2 m sobre la superficie, Q_{lib} es el término que considera la diferencia de temperaturas entre la superficie del agua y el aire y que se calcula a partir de la expresión (Adams, 1990):

$$Q_{lib} = 2.7 (T_{sv} - T_{av})^{1/3} \quad (5.20)$$

y Q_{forz} es el término que toma en cuenta el efecto del viento y que se obtiene con la relación:

$$Q_{forz} = 3.2 V_{air} \quad (5.21)$$

siendo V_{air} la velocidad del viento a 2 m de la superficie del agua.

En la ecuación (5.20), las temperaturas T_{sv} y T_{av} son las denominadas temperaturas de saturación virtual y temperatura ambiente virtual respectivamente, que se relacionan y determinan a partir de las temperaturas absolutas θ empleando las ecuaciones (5.22) a (5.24):

$$T_{sv} = \theta_v - 273.15 \quad (5.22)$$

$$\theta_v = (T_{sup} + 273.15) (1 + 0.61 w) \quad (5.23)$$

$$w = 0.622 \frac{P_{vap}}{P_{bar} - P_{vap}} \quad (5.24)$$

donde w es la humedad específica, P_{vap} la presión parcial del vapor de agua y P_{bar} la presión atmosférica. Para el cálculo de la presión parcial del vapor de agua, se determina el producto de la humedad relativa, ϕ , y la presión parcial en la superficie del agua, P_{sup} :

$$P_{vap} = \phi P_{sup} \quad (5.25)$$

Para la temperatura del aire T_{av} , se emplean las mismas ecuaciones (5.22) a (5.25) considerando las condiciones del aire ambiente a 2 m de altura sobre la superficie del agua.

El flujo de calor por convección se obtiene con la relación (Ryan y Harleman, 1974):

$$Q_c = Q_{ev} R_b \quad (5.26)$$

donde R_b es la razón de Bowen, dada por:

$$R_b = C \left\{ \frac{T_{sup} - T_{air}}{P_{sup} - P_{air}} \right\} \quad (5.27)$$

Se consideran las variaciones de temperatura ambiente y de radiación solar a lo largo del día en promedios horarios como se muestra en la fig 15.

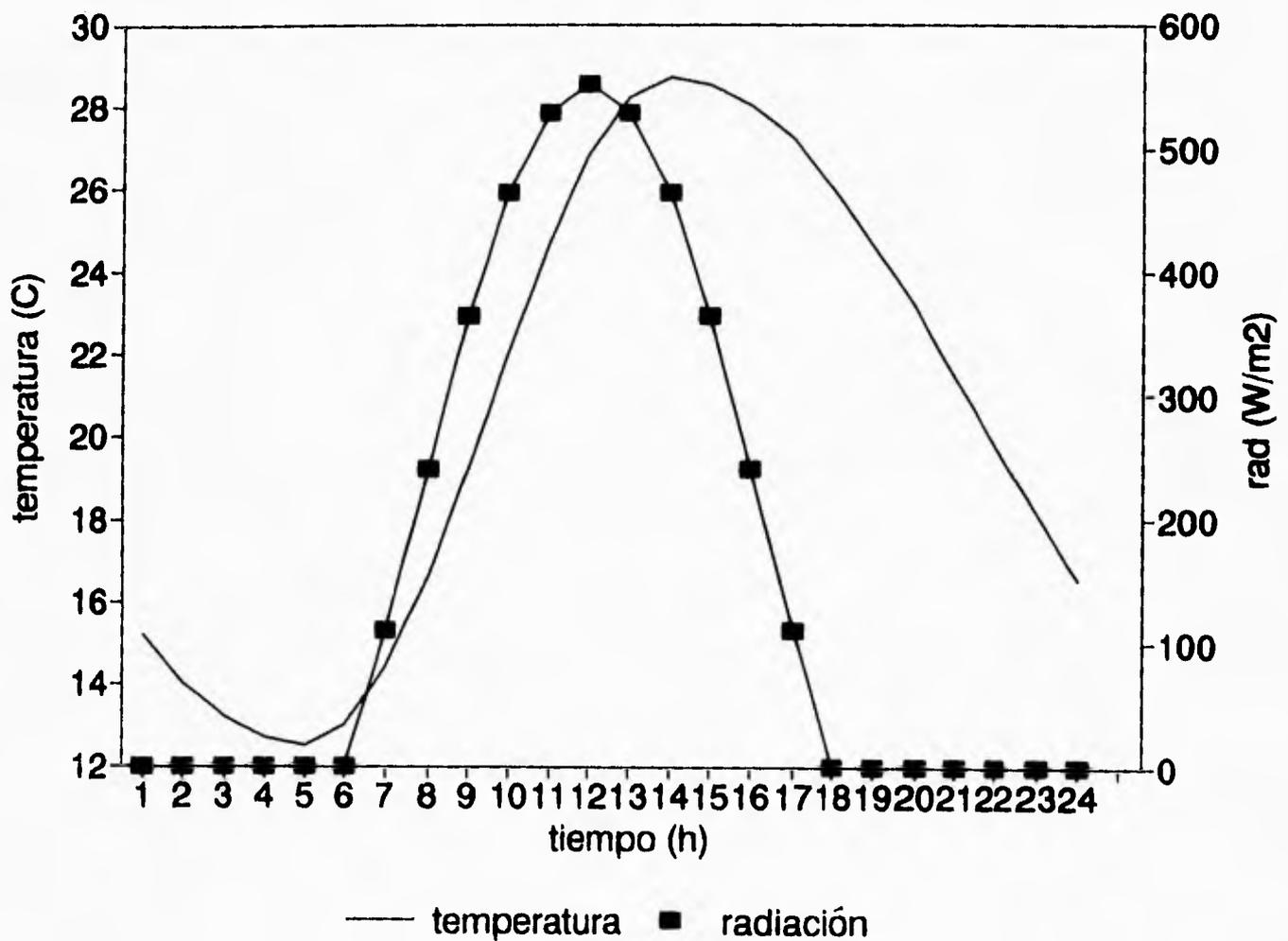


Fig 15 Variaciones de temperatura ambiente y de radiación solar a lo largo del día

5.4 Resultados

A partir de las condiciones iniciales descritas en la sección 5.2, se llevó a cabo la simulación de un periodo correspondiente al primer mes de operación del aparato, tiempo estimado para alcanzar condiciones prácticamente estables.

Los resultados numéricos que se muestran a continuación incluyen por un lado representaciones vectoriales de los patrones de flujo, y por otro contornos de oxígeno disuelto, ya que son los parámetros representativos de las condiciones prevalecientes en el embalse.

Debido a la gran cantidad de información generada, se seleccionaron aquellas gráficas representativas de los cambios que sufre el embalse en presencia del aireador hipolimnético; es decir, se presentan los patrones de flujo característicos de condiciones de estratificación, acompañados de los valores de oxígeno disuelto correspondientes.

Se han omitido gráficas adicionales con los campos de temperatura, debido a que se preservó la condición de estratificación de acuerdo a la condición inicial de la figura 11, con variaciones máximas de 2 grados en el gradiente.

En la figura 16, se puede apreciar claramente la distribución de la velocidad dentro del LIMNO, donde se especificó un perfil parabólico a la entrada con una velocidad máxima de 1.3 m/s, con el fin de obtener el gasto de salida correcto. La fricción generada por las paredes del aparato de aireación y su geometría, propician que se forme una pequeña recirculación en el ducto de salida.

En esa misma figura se aprecia, como era de esperarse, que la intensidad de los vectores va disminuyendo a medida que se van alejando del aireador hipolimnético, ya que el efecto de la salida del flujo se va amortiguando hasta llegar a una zona donde las velocidades del agua son del orden de mm/s. Existe una pequeña recirculación de agua en las capas superiores al LIMNO, debido principalmente al efecto convectivo provocado por el arrastre que experimentan estas capas, por el flujo de agua fría a la salida del LIMNO, y debido también a una de las limitantes del dominio que es el simular un embalse cerrado.

La evolución del oxígeno disuelto a lo largo del mes simulado, se presenta en términos de su concentración en las figuras 17 a 21. La escala de colores indica con color azul los valores mínimos y con rojo los máximos en mg/l.

Adicionalmente se han incluido isocontornos específicos en color blanco, que muestran claramente la magnitud y alcance del oxígeno disuelto.

Las figuras 17a y 17b, ilustran una condición cercana al inicio del proceso, es decir a las 6 horas de operación del LIMNO. La primera de ellas ha sido magnificada en la zona cercana a la descarga del equipo con el propósito de apreciar con claridad la distribución de oxígeno. La figura 17b se ha dejado a escala natural para notar que el área afectada es todavía muy reducida.

En las figuras restantes se ha modificado la escala vertical en un factor de 1:2, con objeto de identificar mejor las diferentes zonas alcanzadas por el agua descargada del LIMNO.

La figura 18a, correspondiente a 2 días, indica que el oxígeno se difunde siguiendo una serie de curvas casi simétricas, cuya forma se va perdiendo a partir de ese tiempo, como se observa en la figura 18b. La elongación de las curvas durante el resto del tiempo simulado, se debe a que después del segundo día de operación los patrones de flujo ya han alcanzado un estado casi estable, con una corriente en sentido de la descarga que prácticamente limita la dispersión hacia abajo y otra corriente en sentido contrario en la parte superior que provoca el mismo efecto de confinación. Es de esperarse que los efectos del viento modifiquen estos patrones en la parte superior, donde la oxigenación será entonces natural.

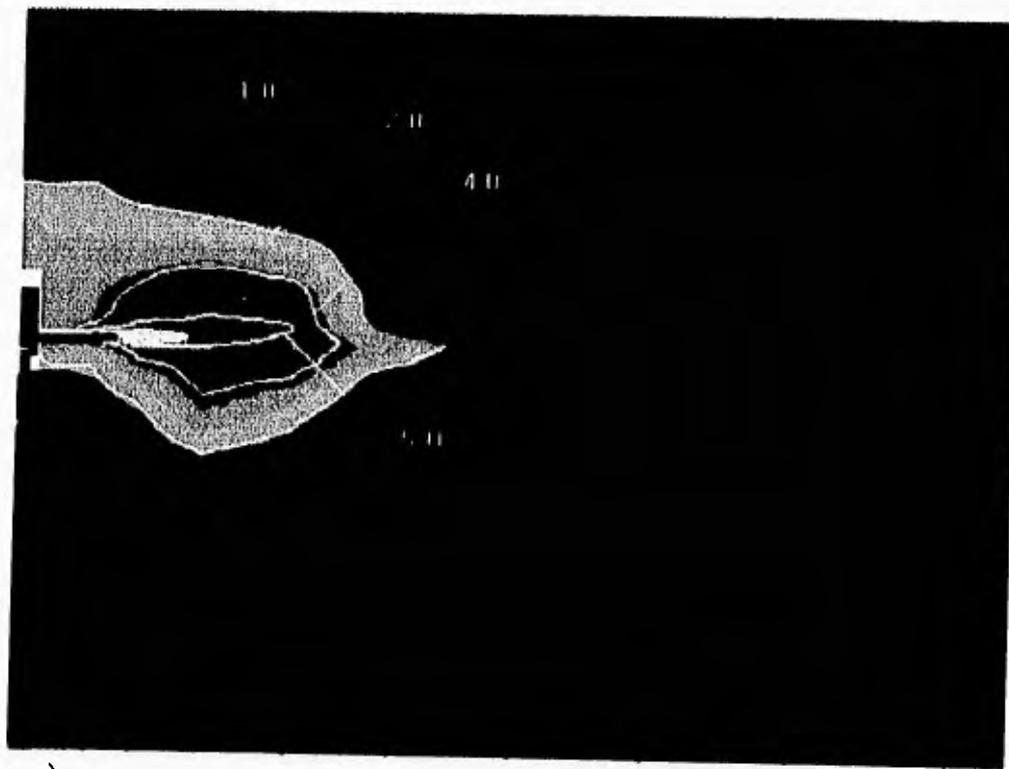
En algunas figuras, como por ejemplo la 19a y 20a, se han incluido contornos con valores menores a 1 mg/l para indicar las zonas de influencia máximas.

Es interesante notar que después de 23 días, una región con 2 mg/l abarca todo lo ancho del dominio, conservandose casi invariable hasta llegar al mes de operación, tiempo para el cual la distribución de oxígeno es muy similar a la reportada por el fabricante (ver fig 10).

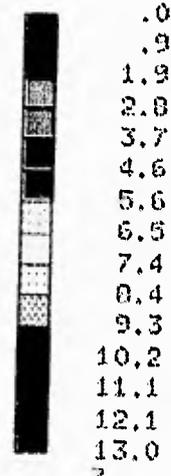
74



Fig 16 Distribución de velocidades dentro del aireador hipolimnético LIMNO



(mg/l)

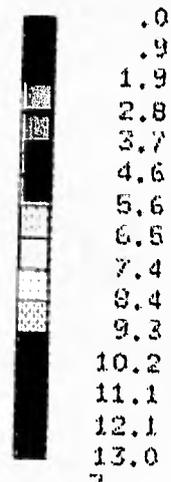


a)

Tiempo: 6 horas



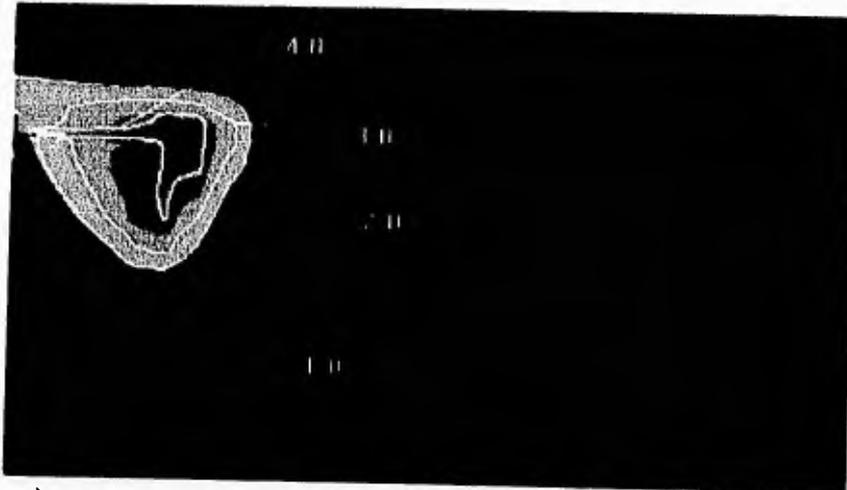
(mg/l)



b)

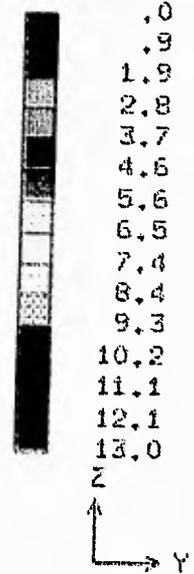
Fig 17 Concentración de oxígeno a 6 horas de operación del LIMNO, a) Zona magnificada cerca de la descarga del equipo, b) Representación a escala natural de todo el embalse

Tiempo: 2 días

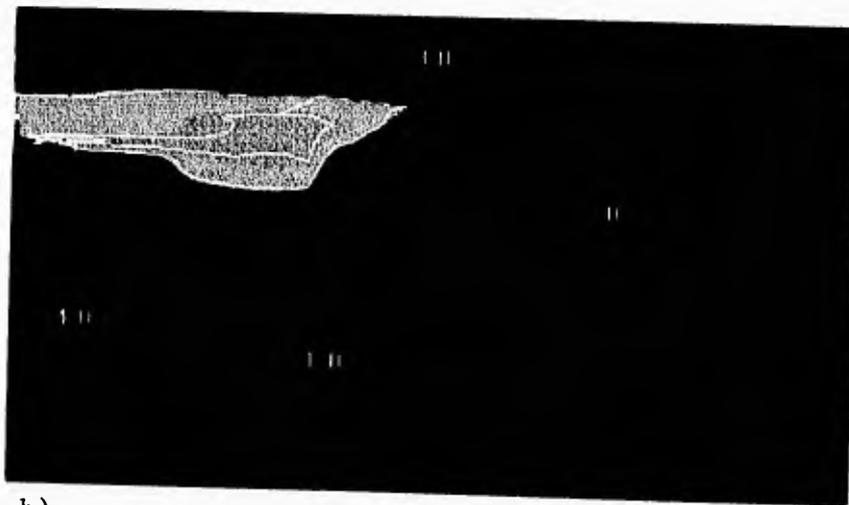


a)

(mg/l)



Tiempo: 3 días



b)

(mg/l)

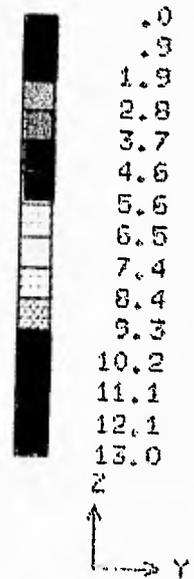


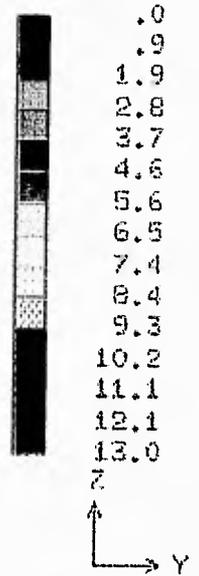
Fig 18 Concentración de oxígeno a: a) 2 días
b) 3 días

Tiempo: 7 días



a)

(mg/l)



Tiempo: 13 días



b)

(mg/l)

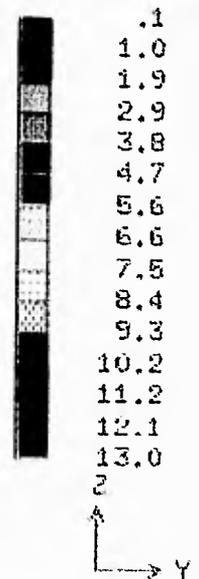
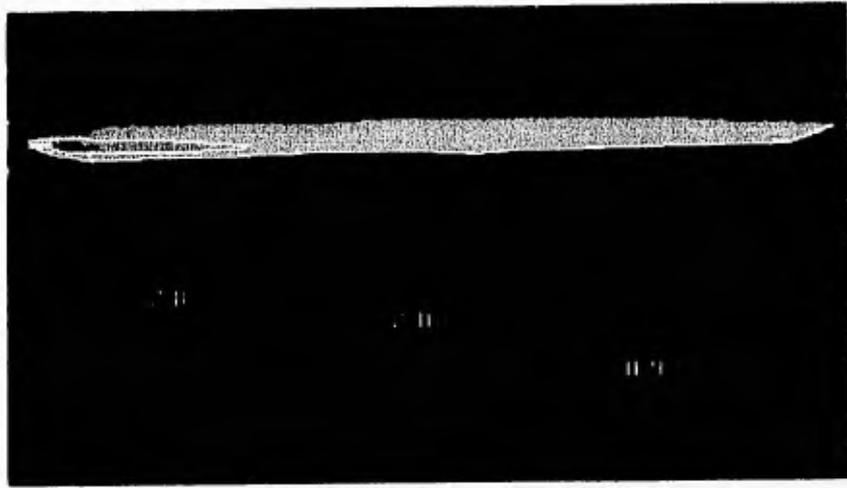


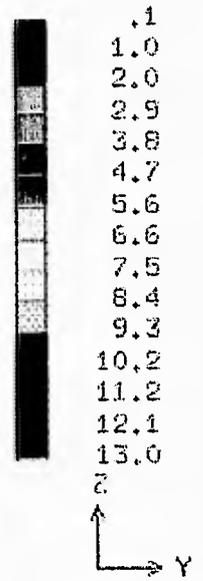
Fig 19 Concentración de oxígeno a: a) 7 días
b) 13 días

Tiempo: 15 días

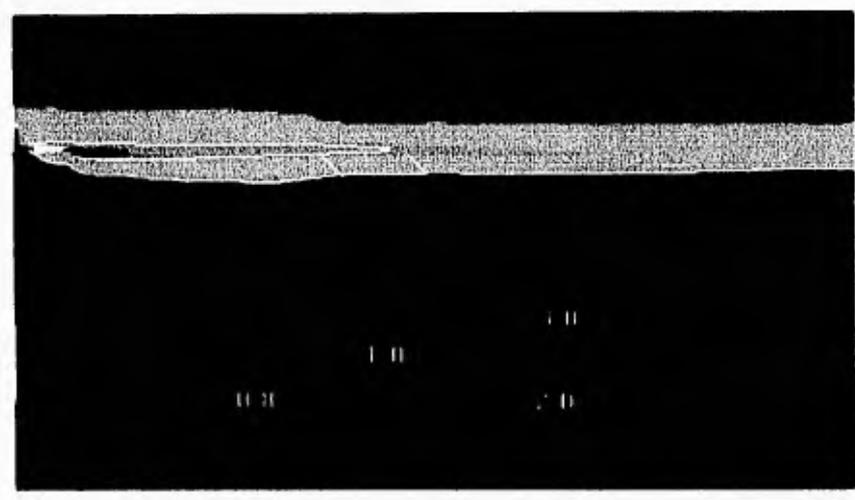


a)

(mg/l)



Tiempo: 18 días



b)

(mg/l)

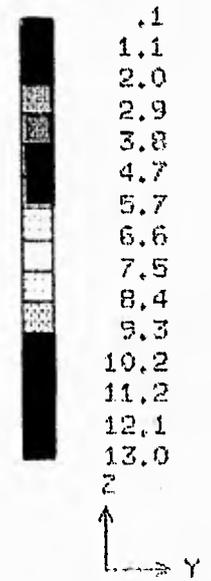
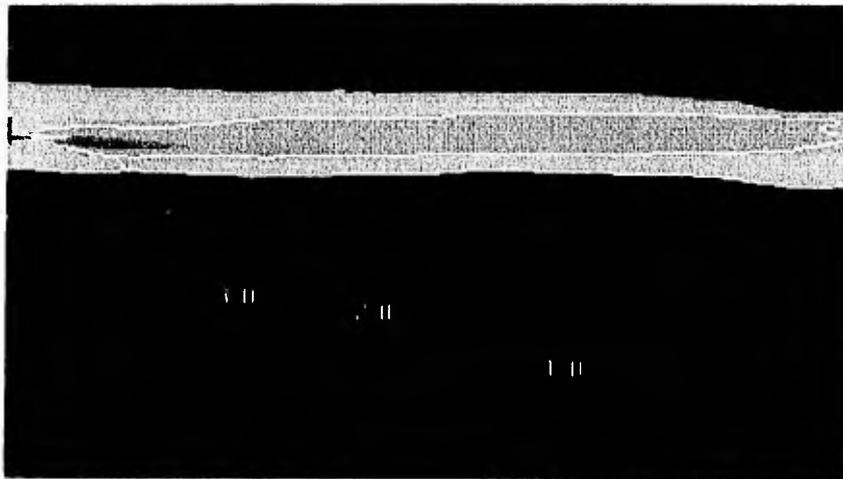


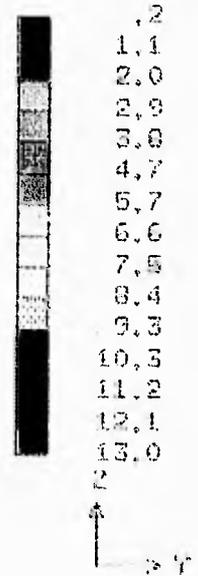
Fig 20 Concentración de oxígeno a: a) 15 días
b) 18 días

Tiempo: 23 días

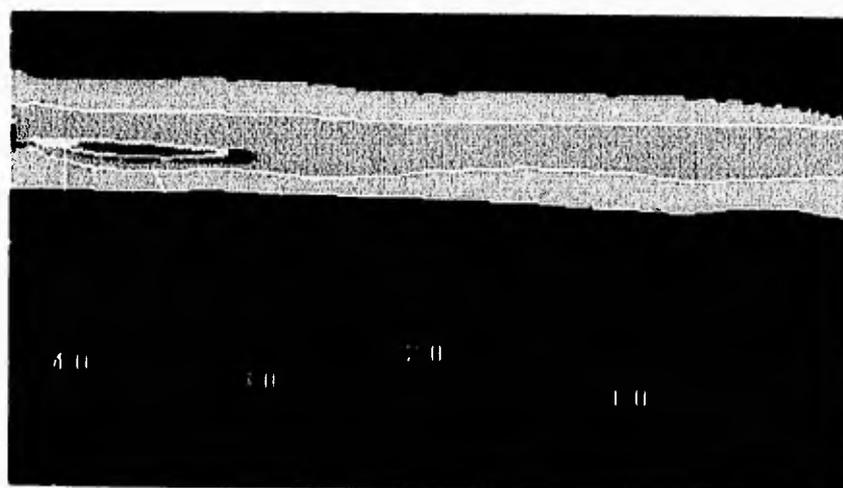


a)

[mg/l]



Tiempo: 30 días



b)

[mg/l]

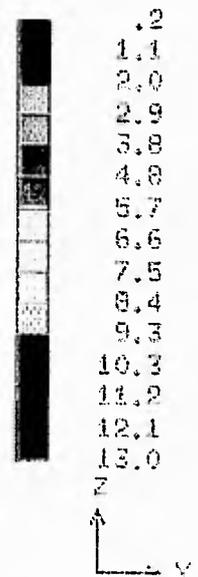


Fig 21 Concentración de oxígeno a: a) 23 días
b) 30 días

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se llevó a cabo una exhaustiva búsqueda de las técnicas de saneamiento empleadas en embalses. Dada la poca experiencia que hay en el proceso de restauración de los mismos, fue necesario analizar las técnicas que con más frecuencia se han estado empleando en la restauración de grandes cuerpos de agua como lagos.

Las técnicas que se han utilizado comprenden el control de algas, el control de macrofitas, la remoción de sedimentos y la aireación. Para cada una de ellas, se han enumerado los diferentes métodos que existen de aplicación de la misma, primero en forma genérica, y después en detalle, buscando resaltar las ventajas, desventajas y costo de implantación de cada uno de los métodos.

Se construyeron tablas comparativas que resumen los pros y los contras, así como los costos reportados. Si bien por lo que se refiere a principios de operación, ventajas y desventajas de cada método se detectó concordancia en prácticamente todas las referencias encontradas, en lo que respecta a costos hay una discrepancia tal, que llega a haber variaciones de hasta dos órdenes de magnitud para el mismo procedimiento dependiendo del lugar y forma de aplicación.

De los métodos empleados para el mejoramiento de la calidad de cuerpos de agua mediante oxigenación, el uso de aireadores aparece como el más factible desde el punto de vista técnico, operativo y de preservación del ecosistema. Se han revisado los principios tanto físicos como de funcionamiento de estos dispositivos, y se ha recopilado una buena cantidad de información que diversas empresas contactadas en el extranjero y en México han enviado al Instituto de Ingeniería.

Desde hace algunos años se observa el resurgimiento de la aireación mecánica, que se ha desarrollado rápidamente tanto en lo que atañe al número de aparatos instalados, como en lo relativo al tamaño creciente de los mismos y de los sistemas en que se utilizan. Las razones de este éxito pueden resumirse del modo siguiente: sencillez en cuanto a la instalación de los aparatos, reducción del costo al adaptarse elementos más sencillos y de mayor tamaño y aumento en las capacidades de oxigenación.

Las dos categorías más importantes de aireación de embalses son la destratificación y la aireación hipolimnética. Un sistema de destratificación propiamente diseñado puede mejorar grandemente la calidad del agua, pero

uno inadecuado puede crear problemas más grandes. La aireación hipolimnética involucra solamente la aireación del hipolimnion sin la destratificación térmica y tiene las siguientes ventajas sobre la destratificación: los nutrientes no son elevados hacia el epilimnion donde pueden promover un desarrollo de algas; agua aireada y fría es producida mediante la aireación hipolimnética, mientras que agua aireada pero a mayor temperatura es producida por una aireación de destratificación. La aireación hipolimnética puede permitir el establecimiento de actividades pesqueras (trucha y salmón). La destratificación puede perjudicar estas actividades al ser eliminada la región de agua fría.

Pese a que no es posible hacer una recomendación única en cuanto al empleo de una técnica u otra, dada la individualidad de cada cuerpo de agua, los resultados permiten sugerir el empleo de la aireación hipolimnética para embalses profundos, y la aireación por mezclado para los someros. Vale la pena mencionar que no se debe descartar un manejo integral de los embalses, es decir, la combinación de dos o más técnicas podría arrojar en algún caso una mayor relación costo beneficio si se acota adecuadamente el problema.

Se llevó a cabo una simulación numérica con el propósito de ilustrar el tipo de análisis que se requerirá realizar como parte del proceso de selección de equipos de aireación. Pese a las simplificaciones impuestas al caso considerado, quedó en evidencia que las características tanto morfológicas, como bioquímicas e hidrodinámicas de cada embalse serán determinantes para el dimensionamiento del o los sistemas de aireación.

Se enfatizó también la necesidad de evaluar el estado del embalse durante lapsos de tiempo que comprenden desde su formación hasta su operación, antes, durante y después de emplear cualquier técnica de saneamiento. Con tal propósito, se ha integrado a este informe una propuesta técnica que indica los parámetros que se sugiere emplear en el proceso de evaluación del embalse. Dicha propuesta fue formulada con base en los datos del embalse de Zimapán, ya que se cuenta con datos recopilados.

REFERENCIAS

Adams E E, Cosler D J, Helfrich K R (1990), "Evaporation From Heated Water Bodies: Predicting Combined Forced Plus Free Convection", *Water Resources Research*, 26: 425-435.

Ahl, T (1980), "Eutrophication in relation to the load of pollution". *Water Technology* 12(2). International Association on Water Pollution Research, Proceedings of a Seminar on Eutrophication of Deep Lakes. Pergamon Press, Gjovis, Noruega, (Jun 19-20, 1978), Gran Bretaña: pp 49-61

Ahlgreen, I (1978), "Response of Lake Norrviken to reduced nutrient loading", *Verh Int Verein. Limnol*, 20:846-850

Alavian, V, G H Korla, R A Denton, M C Johnson y H G Stefan (1992), "Density currents entering lakes and reservoirs", *ASCE J Hydr Eng* 118(11) 1464-1489

Ashley, K (1983), "Hypolimnetic aeration of a naturally eutrophic lake: physical and chemical effects", *Can J Fish Aquat Sci* vol 40

Baines, W D y Leith, A M (1992), "Destruction of Stratification by Bubble Plume", *ASCE Journal of Hydraulic Engineering*, 118 (4): 559-577

Bernhardt, H (1981), "Recent developments in the field of eutrophication prevention", *Z Wasser Abwasse Forsch*, 17: 14-26

Bjork, S, (1974), "Ecosystem studies in connection with the restoration of lakes", *Verh Int Verin Limnol*, 18: 379-387

Brown, R T y Gordon, J A (1989), "Measurement of Upwelling Flow from Air Diffuser", *ASCE Journal of Hydraulic Engineering*, 115 (6): pp 1269-1275

Bulson, P S (1961), "Currents Produced by an Air Curtain in Deep Water", *Dock and Harbour Authority*, 42 (487): pp 15-22

Burton, T M, King, D L y Ervin, J L (1979), "Aquatic plant harvesting as a lake restoring technique", EPA 440/5-79-001, pp 177-185

Carlson, R E (1977), "A trophic state index for lakes", *Limnol Oceanogr*, 22:361-368

Cooke, G D, Welch, E B, Peterson, S A y Newroth, P R (1986), "Lake and reservoir restoration", Butterworths, Massachusetts

Cooke, G D y Kennedy, R H (1989). "Water quality for reservoirs and tailwaters", Report 1, Tech Rep E-89-1 USACE, Vicksburg, Mississippi

Cooke, G D, Welch, E B, Peterson, S A y Newroth, P R (1993), "Restoration and Management of Lakes and Reservoirs", 2 ed, Lewis Publishers, Florida

Chapra, S C y Canale, R P (1991), "Long-term phenomological model of phosphorus and oxygen for stratified lakes", Water Res., 25:707-715

Chapra, S C y Reckhow, K H, (1979), "Expressing the P loading concept in probabilistic terms", J Fish Res Bd Can, 36:225-229

Chen *et al* (1979), "Effects of hypolimnetic aeration on nitrogen transformations in simulated lake water - sediment systems", J Environmental Qual. 8: 429-433

Churchill, M A y W R, Nicholas (1967), "Effects of impoundments on water quality", ASCE J of the Sanit Eng Div 93 (6): 73-90

Dake J M y D R F, Harleman (1979), "Thermal stratification in lakes: Analytical and Laboratory studies", Wat Resour Res 5(2) 484-495

Ditmars, J D y Cederwall, K (1974), "Analysis of Air Bubble Plumes", In Proc, AIAA 18th Aerospace Sci Meeting, Pasadena, Cal

Duda, A M, Johnson, R J (1984), "Lakes are losing the battle in clean water programs", J Water Pollut Contr Fed 56:815-822

Effler, S W, E M Owens, K Shimel y J Dobi (1986), "Weather-based variations in thermal stratification", ASCE J Hydr Eng 112(2) 159-165

EPA (1980), "Clean lakes program guidance manual", EPA 440/5-81-003.

Fast, A W, Lorenzen, M W y Glenn, J H (1976), "Comparative study with costs of hypolimnetic aeration", J Environ Eng Div ASCE 1026:1175-1187

Ford, D E, H G, Stefan (1980), "Thermal predictions using integral energy model", ASCE J of Hydr Div 106 (1) 39-55

Geney, R S (1988), "Improving Water Quality by Reservoir Management Waterworld News (nov/dic: 10-13

Goossens, L H J (1979), "Reservoir Destratification with Bubble Columns", Delft Univ Press, Delft, Países Bajos.

Gottgens, J F y Crisman, T L (1991), "Newman's lake: removal of particulate organic matter and nutrients using a short-term partial drawdown", *Lake Reserv Manage*, 7:53-60

Graetz *et al* (1973), "Status of lake sediments - water systems in relation to nitrogen transformations", *Limnol Oceanogr* 18, 909-917

Guillory V y Gasaway, R D (1978), "Zoogeography of the grass carp in the USA", *Trans Am Fish Soc*, 107:105-112

Hanson, M J y Stefan, H G (1984), "Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmont Lakes, Minnesota", *Water Res. Bull*, 20:889-900.

Harleman, D R F (1982), "Hydrothermal analysis of lakes and reservoirs", *ASCE J Hydr Div* 108 (3): 302-325

Harper, D (1992), "Eutrophication of Freshwaters", Chapman & Hall, Londres: 321

Henderson-Sellers, B (1991), "Water quality models for decision support", *Water Quality Modeling*, vol IV, Editado por B Henderson Sellers CRC Press, Boca Ratón, Florida, pp 1-25

Henderson-Sellers, B y R I Davies (1991), "Model validation and sensitivity: Case studies in the global context", *Water Quality Modeling*, vol IV Editado por B Henderson-Sellers, CRC Press, Boca Ratón, Florida, pp153-187.

Hurbert, S, Zedlar, J y Fairbanks, D (1972), "Ecosystem alteration by mosquitofish predation", *Game Fish Comm*, 175:639-641

Hondzo M y H G Stefan (1993), "Lake water temperature simulation model", *ASCE J Hydr Eng*, 119 (11): 1251-1273

Hussain, N A y Narang, B S (1984), "Simplified Analysis of Air-Bubble PLumes in Moderately Stratified Environments", *J of Heat Transfer*, 106: 543-551

Imberger J, P F Hamblin (1978), "Dynamics of reservoir of medium size", ASCE j Hydr Div 104 (5):725-743

Imberger, J y P F, Hamblin (1992), "Dynamics of lakes, reservoirs and cooling ponds", Ann Rev Fluid Mechanics, 14 153-187

Ingols, R S (1975), "The cause of trout fish kilss occurring in the water from the aerated hypolimnion of deep lakes", Georgia Inst Technol Rep No 100, A-056-6aa

Jones, C A y Welch, E B (1990), "Internal phosphorous loading related to mixing and dilution in a dendritic, shallow prarie lake", J Water Pollut Cont Fed. 62:847-852

Jordan, W R, Gilpin, M E, Ober, J D, Eds (1987), "Restoration Ecology: A synthetic Approach to Ecological Research", Cambridge University Press, Nueva York

Kadlec, R H y Bevis, F B (1990), "Wetlands and wastewater: Kinross, Michigan", Wetlands, 10:77-92.

Kobus, H E (1968), "Analysis of the Flow Produced by Air Bubble Systems", Proceedings of the 11th Coastal Engineering Conference, Londres, pp 1016-1031.

Labough, J W (1980), "Water chemistry changes during artificial aeration of spruce knoblake", West Virginia, Hidrología 70, 201-216

Launder, B E y D B, Spalding (1974), "The Numerical Computation of Turbulent Flow", Comp Meth Appl Mech Eng 269-289

Lee, G F (1970), "Factors affecting the transfer of materials between water and sediments", Univer of Winsconsin Water Resources Center, Literature Review No 1, Eutrophication Information Program, Univer of Wisconsin, W1 51p

Mason, C F (1991), "Biology of Freshwater Pollution", Longman Scientific & Tchnical", Nueva York, 2a ed, pp 95-138

Matsuo N , Y Iwasa, S Shiino y T Yamada (1992), "Numerical simulation of eutrophication phenomena in a reservoir by means of a plane multi-layered mode", J Hydrosience y Hydr Eng, 10 (2): 51-60

Matsuo, N K y Inoue, N Nagata (1983), "Prediction of alge blooming and its control by bubble plume in an eutrophicated reservoir", Proceedings of XXV Congress of IAHR, vol. 5, 30.08-03.09, Tokyo, Japón, 101-108

McCutcheon, S C (1989), "Water Quality Modeling, Transport and Surface Exchange in Rivers", vol I, CRC Press Boca Ratón Florida

McKnight, D M, Chisholm, S M, Harleman, D R, (1983). "CuSO₃ treatment of nuisance algal blooms in drinking water reservoirs", *Environ Manage*, 7:311-320

Mercier, P y Perret, J (1949), "Aeration station of Lake Bret", *Schweitz Ver Gas Wasserfach, Monatsbull*, 29:25-30

Mewroth, P R (1979), "British Columbia aquatic plant management program", *J Aquat Plant Manage*, 17:12-19

Milgram, J H (1983), "Mean Flow in Round Bubble Plumes", *J Fluid Mech*, 133: 345-376

Miller, A C, King, H R (1984), "Large scale operations management test of use of the white amur for control of problem plants", Report A-78-2

Mortimer, C H (1941), "The exchange of dissolved substances between mud and water lakes", *J Ecol* 29: 280-329

Morton, B R, Taylor, G I, Turner, J S (1956), "Turbulent Gravitational Convection from Maintained and Instantaneous Sources", *Proc Roy Soc*

Nurnberg, G K (1987), "Hypolimnetic withdrwal as lake restoration technique", *J Environ Eng*, 113:1006-1016

Olszewski, P (1961), "Versuch einer Ableitung des hypolimnischen Wassers aus einem See", *Verh Int Verin Liminol*, 14:855-861

Orlob, G T (1992), "Water-quality modeling for decision making", *J Water Resour Planng and Mgmt* 118(3): 295-307

Osgood, R A (1984), "Long term grazong control of algal abundance: a case history", *Lake and Res Manag*, EPA 440/5-84-001, pp 144-150

Palacio, A Rodríguez, A Mazari, M, *et al* (1994), "Evolución de la Calidad del Agua del Embalse del P.H. Zimapan, Hidalgo", Instituto de Ingeniería, UNAM, informe elaborado para CFE, II3127

Porcella, D B, Peterson, S A, Larsen, D P (1980), "Index to evaluate lake restoration", J. Environ. Eng. Div., ASCE 106:1151-1169.
London, A (234):, 1-23

Rast, W, Lee, G F (1978), "Summary analysis of the N.A. OECD Eutrophication Project: Nutrient Loading-Lake Response Relationship and Trophic State", EPA 600/3-78-008

Richardson, C, J (1988), "Freshwater wetlands: transformers, filters, or sinks?", *Forem* (Duke Univ.), 11:3-9

Ripl, W, (1976), "Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate, a new restoration method", *Ambio*, 5:132

Rodi W (1993), "Turbulence models and their Application in Hydraulics. A state-of-the-art review", 3rd Ed IAHR Monograph, Balkema, Rotterdam NL

Rosten H I y J K Worrell (1988), "Generalised Wall Functions for Turbulent Flow", PHOENICS, *J Fluid Dyn y su Appl*: 81-109

Ryan P J y Harleman D R F (1974), "Surface Heat Loss Fromm Cooling Ponds", Stolzenbach, K D, *Water Resources Research*

Salas H J y P Martino (1990), "Metodologías Simplificadas para Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales 1981-1990", Programa Regional Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Organización Mundial de la Salud, Organización Panamericana de la Salud, Lima, Perú: 51

Schindler, D W (1974), "Eutrophication and recovery in experiemental lakes: implications for lake management", *Science* 184:897-899

Schindler, D W *et al* (1980), "Hypolimnetic injection of nutrient effluents as a method for reducing eutrophication", *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 37: 320-327

Stefan H y D E Ford (1975), "Temperature dynamics in dimictic lakes", *ASCE J of the Hydr Div*, 101 (1): 97-114

Stephens R y Imberger J (1993), "Reservoir Destratification via Mechanical Mixers", ASCE Journal of Hydraulic Engineering, 119 (4): 438-457

Stone, H L (1968), Iterative solution of implicit approximation of multidimensional partial differential equations, SIAM J Num Analysis 5

Thomann y R V (1963), "mathematical model for dissolved oxygen", J Sanitary Engrng Div, ASCE, 85 (5): 1-30

Verner, B (1984), "Longterm effect of hypolimnetic aeration of lakes and reservoirs with special consideration of drinking water quality and preparing cost", EPA-440/5-84-001, pp 134-138

Vollenweider, R A (1968), "Water Management Research; Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as factors in Eutrophication", OECD, Paris Technical Reporte DAS/CS1/68

Vollenweider, R A y J Kerekes (1980), "The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. Water Technology 12 (2). International Association on Water Pollution Research, Proceedings of a Seminar on Eutrophication of Deep Lakes. Gjøvik, Noruega, Pergamon Press Ltd, Gran Bretaña (jun 19-20) (1978), 5-38

Wetzel, R G, (1983), "Limnology", 2 ed, Saunders Co PA

Wilkinson D L (1977), "Two-Dimensional Bubble Plumes", ASCE Journal of the Hydraulics Division, 105(2): 139-154

Wu-Sen Lung (1993), "Water Quality Modeling Vol III: Application to Estuaries", CRC Press, Boca Ratón Florida

APENDICE I

EQUIPOS DE AIREACION Y EMPRESAS REPRESENTANTES

A continuación se enlistan las empresas contactadas, describiendo en cada caso el equipo o sistema que comercializan, sus principios de funcionamiento, accesorios principales, ventajas y aplicaciones.

1. AQUA TECHNIQUE

Limno

Es un sistema de aireación hipolimnética que difiere de los sistemas comunes de aireación. A diferencia de otros sistemas de aireación, la aireación ocurre totalmente dentro del hipolimnion usando aire comprimido y sin agua ascendente hacia la superficie del embalse. Esta característica única resulta en una mayor concentración de oxígeno que las observadas con otros sistemas (Fast *et al*, 1975). La operación del sistema es relativamente independiente de las fluctuaciones del nivel de la superficie.

El cuerpo principal del aireador mide 4.6 m de alto y 1.25 m de diámetro incluyendo los tubos de salida (fig A. 1). Está construido en plástico poliéster reforzado con fibra de vidrio y se ancla dentro del hipolimnion del embalse.

Funcionamiento

El aire comprimido es liberado de un difusor de aire poroso suspendido abajo del cuerpo principal del aireador. El aire que sube arrastra el agua que tiene un nivel bajo de OD hacia dentro del cilindro interior del aireador donde ocurre la aireación. El oxígeno se difunde dentro del agua, mientras que el ácido sulfhídrico, dióxido de carbono y otros gases pueden desprenderse del agua hacia las burbujas de aire. Cerca del techo del cilindro interior, la mayor parte del aire se separa del agua y se colecta dentro de una cavidad dentro del aireador. Estos gases no deseables son venteados a la superficie a través de un tubo de diámetro pequeño (7.5 cm). La cavidad de aire es característica importante de diseño, puesto que ayuda a mantener una presión hidrostática en el agua. Después de que el agua y el aire se separaron en el techo del cilindro interior, el agua fluye hacia abajo entre el cilindro interior y las paredes exteriores del aireador. Dicha agua sale del aireador a través de varios tubos.

PAGINACION VARIA

COMPLETA LA INFORMACION

El modelo estándar tiene 6 tubos de fibra de vidrio de salida con un diámetro de 50 cm. En caso de que un poco de aire permaneciera en el techo de los tubos de salida, también sería venteado mediante un sistema adicional. Si la línea de venteo principal llega a bloquearse, el aireador tenderá a llenarse con aire y subirá. Entonces una válvula de seguridad se abrirá y permitirá la salida del aire dentro del aireador. Esto previene que el aireador se llene con aire más allá de un cierto nivel y tienda a subir a la superficie.

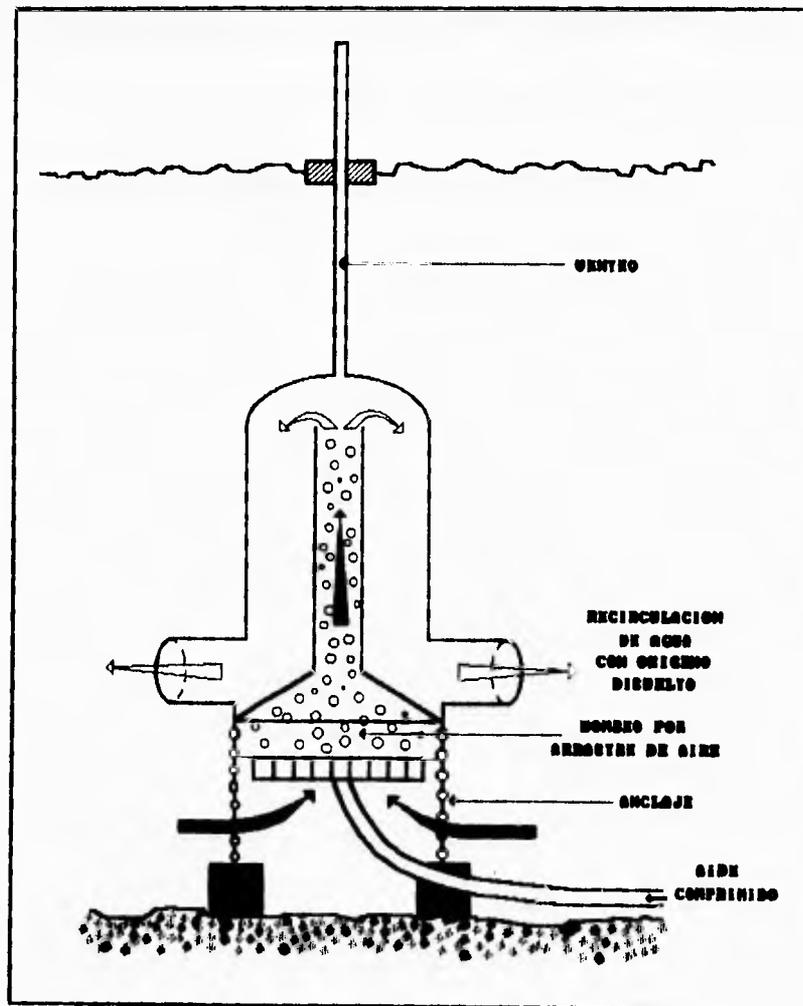


Fig A.1 Aireador hipolimnético LIMNO

2. AERATORS, INC

Aqua-Lator

Es un aireador mecánico de alta velocidad que bombea y dispersa el agua en partículas que proporcionan un contacto superficial máximo con el aire, lo cual mejora la transferencia de oxígeno (fig A.2).

Ventajas

Este equipo proporciona una excelente transferencia de oxígeno, bajos costos de operación, desempeño sin averías, y una inigualable resistencia a los riesgos ambientales a los cuales estos son expuestos. Además, puede operar en sistemas donde los niveles del agua fluctúan.

Accesorios

Motor
Impulsor
Flotador
Cono de descarga
Cono de admisión
Deflectores
Voluta

Materiales de construcción

Flecha del motor: acero inoxidable
Impulsor: acero inoxidable
Cono de descarga: aleación hierro-níquel, aleación monilítica y cubierta epóxica
Voluta: acero inoxidable
Cono de entrada: acero inoxidable
Flotador: cubierta de poliéster reforzado con fibra de vidrio relleno de esponja de poliuretano compacto.

Aplicaciones

Ha tenido una participación activa en el campo de tratamiento de aguas en la República Mexicana para las industrias minera, azucarera, celulosa y papel, alimentos y químicos, tanto para el gobierno federal como para la iniciativa privada.

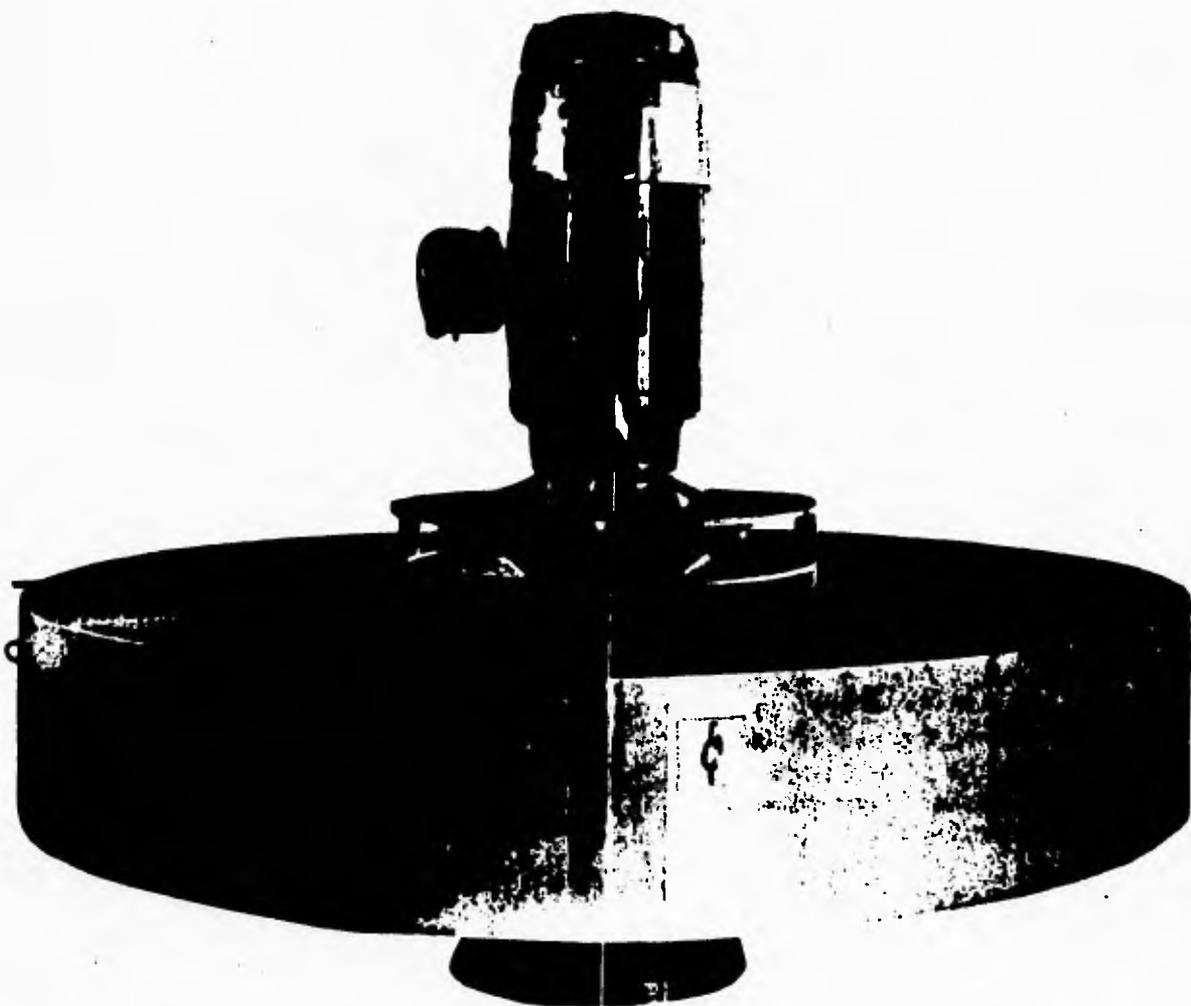


Fig. A.2 Aireador mecánico Aqua-Lator.

3. DEGRÉMONT DE MEXICO, S.A. DE C.V.

Actirotor

Los Actirotor son ruedas abiertas inatascables, con todas las grandes ventajas que ello representa. Están constituidos con un tubo central hueco en el que se hallan fijadas las aspas (fig A.3); su ligereza facilita la instalación y permite reducir el volumen de los equipos flotadores.

Las aspas admiten un perfil estrecho y están unidas al cubo, evitándose de este modo todo tipo de enganche de materias en el aparato. Los Actirotor son de acero protegido, pudiendo hacerse con revestimientos especiales, o construirse en acero inoxidable, adaptándose a los medios más diversos.

Funcionamiento

El oxígeno debe introducirse en un medio activo que se mantiene homogéneo con una agitación eficaz, al mismo tiempo que evita sedimentos en el fondo del depósito. La agitación provocada por el Actirotor accede a una rápida circulación del medio, así como a una fuerte aspiración vertical, lo que asegura caudales de circulación potentes.

Accesorios

Motor
Reductor

Para su uso hay diferentes tipos de montaje:

Montaje fijo

En condiciones usuales los Actirotor están montados sobre una pasarela de hormigón armado o metálica. Asimismo, pueden montarse sobre pontón fijo solidario de los pilares de soporte.



Fig. A.3 Aireador mecánico Actirotor.

Montaje flotante

Para airear depósitos de nivel variable o de muy grandes dimensiones (embalses, por ejemplo), los Actirotor pueden instalarse sostenidos por tres flotadores de acero, de forma cilíndrica, de eje vertical, cerrados por fondos bombeados (fig A.4). La separación de los tres flotadores se calcula de forma que no se frene el caudal impulsado por la turbina. Los tres brazos de fijación se unen a los flotadores mediante ensamblaje con bridas. Dispuestos en un plano horizontal, estos tres brazos forman un asiento triangular central que soporta el grupo motoreductor.

El nivelamiento del aireador con respecto del agua se obtiene mediante lastre de arena en los flotadores.

Montaje "malacate"

Es un sistema patentado Degrémont, que consiste en hacer girar un equipo alrededor de un pivote central al que se encuentra atado mediante un brazo rígido articulado (fig A.5). El pivote lleva un distribuidor rotativo de electricidad y el conjunto gira por la simple reacción del aireador sobre el agua. Esta disposición permite utilizaciones para depósitos de escasa profundidad, solución interesante ante problemas de construcción: capa freática, baja resistencia del suelo, etc.

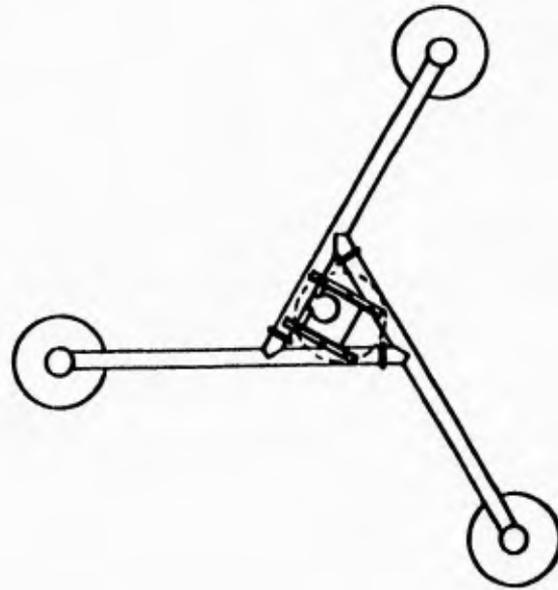
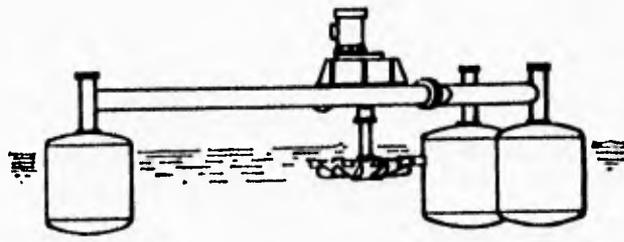


Fig. A.4 Montaje flotante del equipo Actirotor.

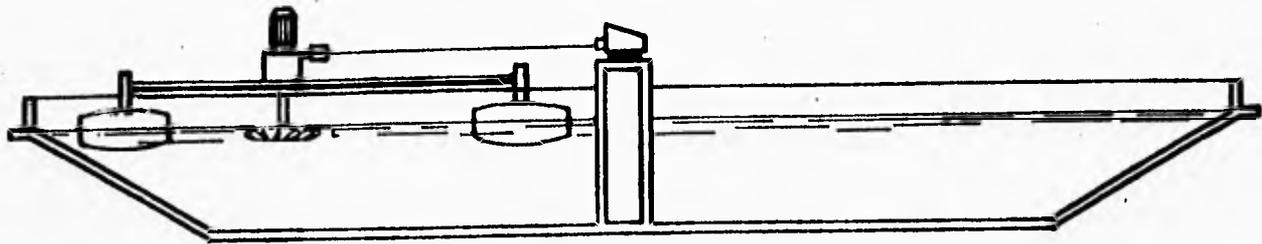


Fig. A.5 Montaje "malacate" del equipo Actirotor.

4. I C O S A D E C V

Aireador de aspiración tipo Cañón marca Tornado

El Tornado es un aireador de aspiración con flecha sólida integral de mezcla horizontal y alta eficiencia (fig A.6). Se monta sobre flotadores o pared, y utiliza una propela bajo la superficie para airear y mezclar cualquier parte o todo un estanque. La figura A.7 muestra una representación esquemática.

Funcionamiento

El Tornado se monta en ángulo con la superficie del agua con el extremo que incluye el motor y la toma de aire sobre la superficie y la propela debajo del agua. El motor hace girar la flecha sólida y la propela, lo cual mueve al agua a alta velocidad a través y cerca de las cuchillas de la propela, creando una zona de baja presión. La baja presión impulsa aire a través del orificio para alimentación hacia abajo por el tubo de soporte y lo saca en el agua, en el centro de la propela. La turbulencia y el flujo creados por la propela rompen el aire en finas burbujas, mezclan el estanque y dispersan el oxígeno. El movimiento horizontal del agua incrementan al máximo el tiempo de permanencia de la burbuja aumentando la transferencia de oxígeno (fig A.8).

Accesorios

Los accesorios se muestran en la fig A.9.

Ventajas

Construcción completa de acero inoxidable, incluyendo flotadores y soportes. Bajo mantenimiento: al soportarse la flecha por dos baleros completamente sellados con una vida mínima de diseño de 100,000 h (11 años). La flecha de transmisión es sólida de acero inoxidable, garantiza largos años de trabajo continuo, sin problema alguno de desalineamiento. La propela es de diseño específico para aireación, garantiza una alta eficiencia de transferencia de oxígeno; no provoca remolinos. Instalación totalmente ajustable; puede operar desde casi horizontalmente hasta la vertical. Controla el tiempo de permanencia de la burbuja, la profundidad del mezclado y la velocidad. Alta eficiencia; consume menos energía que otros métodos de aireación (7.9 por ciento de la energía requerida por el difusor de aire).

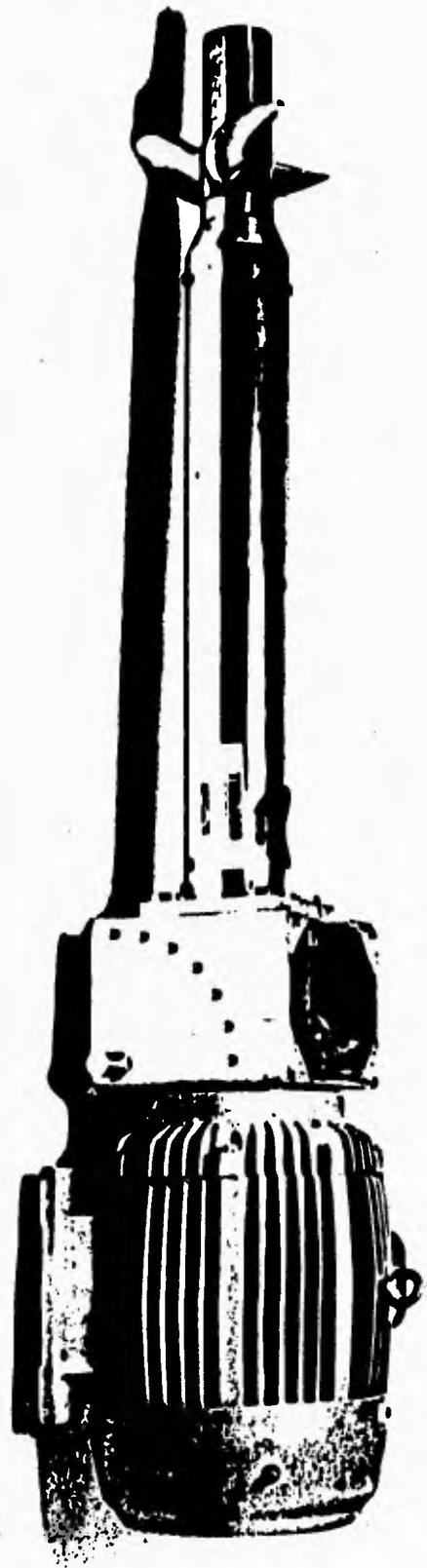


Fig. A.6 Aireador de aspiración tipo Cañon marca Tornado.

A.I.11

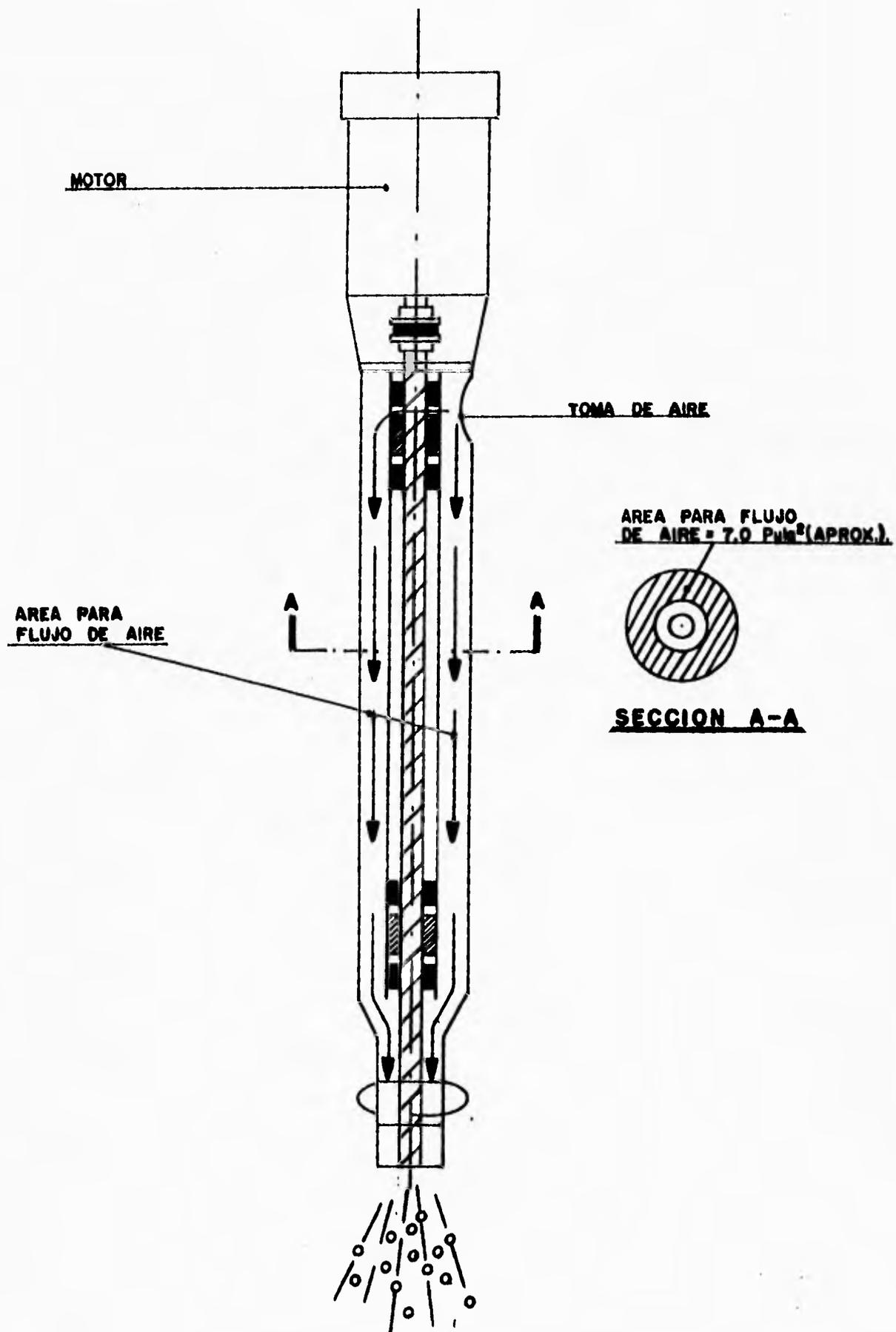


Fig. A.7 Representación esquemática del aireador Tornado.

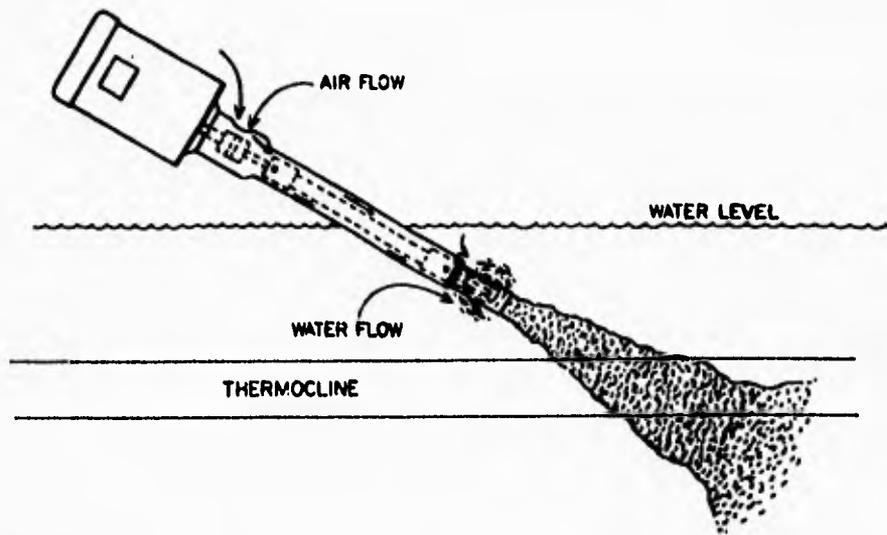
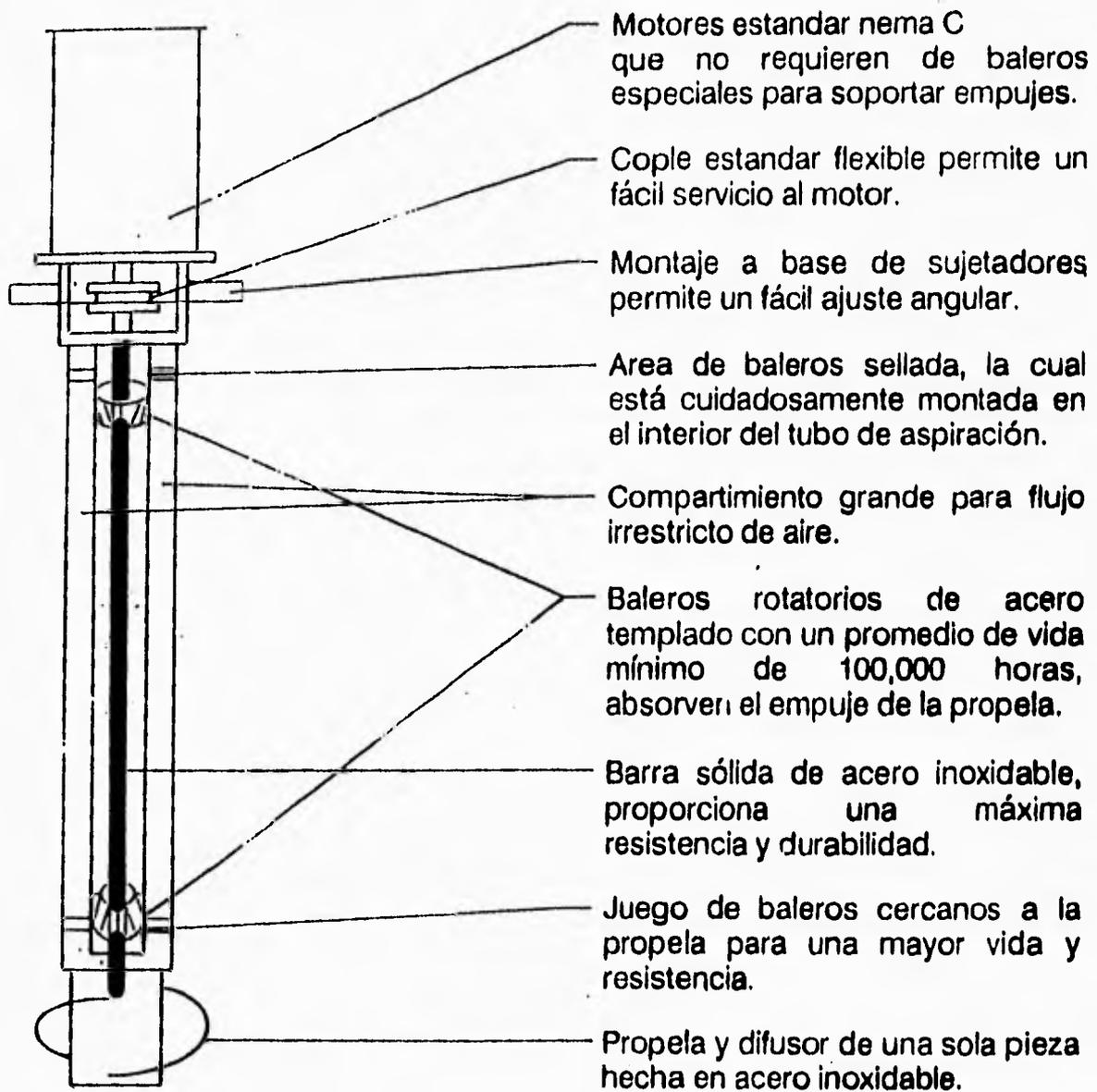


Fig. A.8 Funcionamiento del aireador marca Tornado.



SIMBOLOS: Aereador Flotante montado. — Cable exterior Poste de anclaje
 Peso del ancla Panel eléctrico.

Fig. A.9 Accesorios del aireador marca Tornado.

Su diseño de aspiración permite su operación sin problema en todo tipo de clima.

Aplicaciones

- a) Restauración de bahías, lagos y ríos contaminados
- b) Lagunas aireadas
- c) Plantas paquete
- d) Sistema de lodos activados convencional, aireación extendida, estabilización por contacto, etc
- e) Digestores aerobios de lodos
- f) Zanjas de oxidación
- g) Conservación del agua clara en lagos creativos (campos de golf, reservas municipales, etc)
- h) Aumento de la producción en acuicultura

Instalaciones

Se han instalado equipos en industrias de Estados Unidos de Norteamérica, Indonesia, Portugal, Corea, Filipinas y México, algunas de las cuales son:

- Empresas vinícolas y embotelladoras
- Compañías textiles
- Procesadoras de pulpa y papel
- Refinerías de petróleo
- Instalaciones de canales y zanjas
- Enlatadoras y pasteurizadoras de leche

5. REACONDICIONAMIENTO DE AGUA, S A DE C V

Aireador horizontal AIRE-O₂

El aireador Aire-O₂ es un aireador/mezclador de aspiración con hélice. El aire atmosférico es descargado debajo de la superficie del agua y mezclado por una hélice giratoria. El eje motriz de la hélice está hueco y se extiende desde el eje del motor a través de un cojinete interior donde están unidos la hélice y el difusor. Este eje motriz tiene aperturas por encima de la superficie del agua para permitir la entrada de aire atmosférico en el tubo hueco (fig A. 10)

Funcionamiento

La hélice giratoria hace que el fluido circule por la apertura anular del difusor creando una caída de presión que aspira los gases atmosféricos por debajo de la superficie del agua. El aire, se difunde formando burbujas finas producidas por el flujo horizontal creado por la hélice. El tamaño medio de las burbujas producidas es de 2.0 mm, que es aproximadamente el tamaño óptimo de 2.2 mm establecido por la Agencia para la Protección del Medio Ambiente (EPA) de los EE UU, para difusores de poros finos. El oxígeno es absorbido por el agua y la biomasa durante el tiempo que hace contacto con las burbujas finas. Las burbujas finas se dispersan por una gran zona de influencia proporcionando un amplio tiempo de contacto con el agua.

Accesorios

Los accesorios mostrados en la fig A.10 son:

- Motor de servicio pesado totalmente encerrado y enfriado por ventilador (1)
- Herrajes (2)
- Brida de Montaje (3)
- Caja (4)
- Eje (dentro de la caja) (5)
- Protector contra torbellinos (6)
- Cojinete compuesto (dentro de la caja) (7)
- Hélice (8)
- Difusor (9)
- Sistemas de flotación (10)

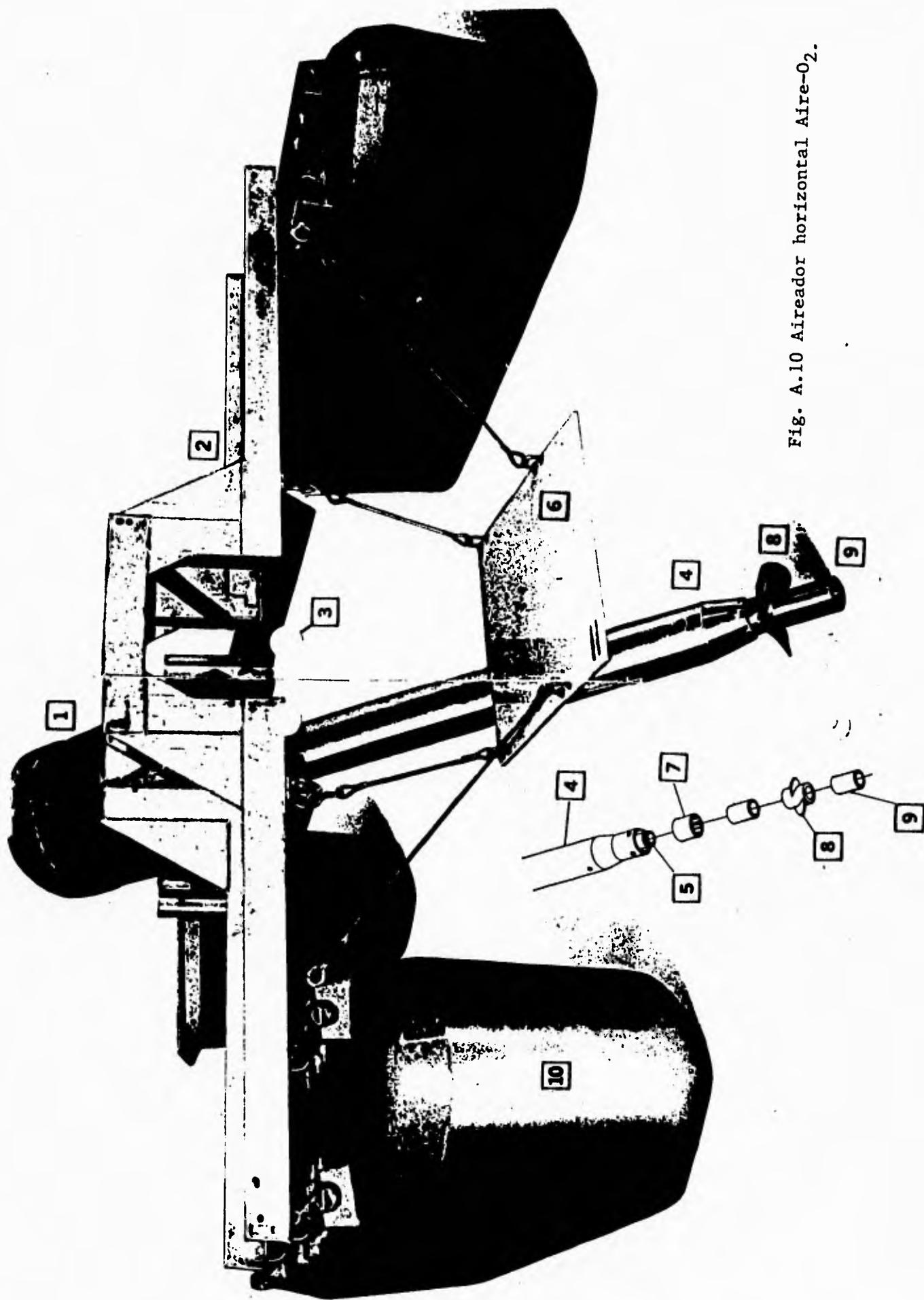


Fig. A.10 Aireador horizontal Aire-O₂.

Ventajas

Bajos costos de instalación. Es de fácil instalación, ya que su diseño sobre flotadores simplifica la colocación sin que sean necesarias obras adicionales. Mayores niveles de oxígeno disuelto. La turbulencia horizontal creada extiende la permanencia de las burbujas por más tiempo, resultando en niveles de oxígeno más altos. Menores costos de mantenimiento. Debido a su diseño, el mantenimiento del aireador puede ser hecho por cualquier persona sin entrenamiento especializado, consistiendo en una limpieza de la flecha hueca y engrase del motor cada 3 meses. Esto reduce los costos de operación considerablemente.

Los materiales usados en la fabricación del aireador son de acero inoxidable, permitiendo mayor durabilidad del equipo. El motor eléctrico está diseñado para 100 000 h de operación continua.

Instalaciones

Además de instalaciones realizadas en EE UU y Corea (entre otros), en México se han instalado equipos principalmente para las siguientes industrias:

- Acuicultura
- Automotriz
- Química
- Papelera
- Cervecería
- Petroquímica
- Refresquera
- Minera
- Alimenticia

6. PARKSON CORPORATION

Ofrece los siguientes productos de difusores de aire:

● Panel de aireación

Es un sistema de membrana flexible (fig A.11), el cual produce una burbuja superfina de 1 mm de diámetro, haciendo que el difusor alcance una muy alta eficiencia de transferencia de oxígeno (44 por ciento). El panel de aireación está disponible en construcción de acero inoxidable y otros materiales. Todos los paneles tienen un ancho estándar de 48 plg, y la longitud varía de acuerdo con la aplicación requerida (típicamente de 8 a 12 pies). La configuración de panel largo reduce el número total de piezas y tiempo requerido para la instalación. Los materiales a prueba de corrosión aseguran larga vida y reduce el mantenimiento. Con una operación apropiada, la vida de la membrana es virtualmente indefinida. El panel de aireación cubre del 25 al 100 por ciento del fondo, mientras que los sistemas convencionales de burbuja fina cubren del 6 al 20 por ciento del piso. Esta alta densidad del panel resulta en una distribución casi perfecta del oxígeno a lo largo del fondo. Más de 70 instalaciones internacionales han estado en continuo servicio desde 1983.

Instalaciones en las siguientes industrias:

- Papel
- Refinería
- Textil y pintura
- Cerveza
- Alimenticia y láctea
- Oxígeno puro

● Difusores de burbuja fina Wyss Flex-A-Tube

Es un difusor de membrana flexible (fig A.12). Produce un tamaño intermedio de burbujas entre 3 y 4 mm de diámetro. Este tiene una alta resistencia al ensuciamiento debido a las características de la cubierta. La resistencia al ensuciamiento es crítica para mantener una alta eficiencia de transferencia de oxígeno durante la vida del difusor.

La estructura de una sola pieza es manufacturada por inyección y es hecha con un polímero altamente resistente a condiciones extremas. La cubierta es tipo de PVC con plasticizadores e inhibidores ultravioleta para una larga



Fig. A.11 Panel de Aireación.



Fig. A.12 Difusor de burbuja fina
Wyss Flex-A-Tube.



Fig. A.13 Difusor Cerámico.

vida. Cada tubo tiene su propia válvula check integral para la prevención de un flujo de retorno. Se requiere de una filtración de aire, así como la recomendación de los fabricantes de equipos de aire comprimido principalmente para la protección de los mismos.

Hay más de 500 instalaciones con más de 700 000 difusores y razones de flujo arriba de 200 miles de galones al día.

● **Cerámicos de Aire Fino**

Es una línea de discos y domos cerámicos (fig A.13) con un diámetro de 7 y 9 plg respectivamente. Los difusores cerámicos producen burbujas finas de 2 a 3 mm de diámetro. La turbulencia controlada, provocada por la difusión de la burbuja fina, también proporciona una acción de mezclado eficiente (fig A. 14). Este tipo de difusores son ideales cuando el costo inicial es de primordial importancia y se cuenta con una gran cantidad de personal de mantenimiento.

A partir de 1979 han sido instalados más de 500 000 difusores en todo el mundo.

● **Difusor de burbuja grande Endurex**

Este es un difusor de acero inoxidable (fig A.15) el cual produce burbujas grandes de 10 mm de diámetro para aplicaciones de aireación con altas probabilidades de ensuciamiento. Es ideal cuando la exigencia de mínimo mantenimiento vale más que el costo inicial y el costo de operación. Está construido de acero inoxidable, lo cual tiene como resultado una larga vida. La burbuja grande elimina la obstrucción y gracias a su diseño en forma de fundición de acero inoxidable se tienen conexiones más fuertes.

● **Aireador estático OxyCharger**

Es un dispositivo único de flujo de gravedad y baja carga. Es utilizado para incrementar los niveles de oxígeno disuelto de un afluente de agua desde 0 a niveles específicamente diseñados. Su diseño simple sin partes móviles, y la construcción completa en acero inoxidable, aseguran una gran confianza y una instalación libre de mantenimiento. No se requiere de potencia eléctrica por lo que el costo total es menor.



Fig. A.14 Acción de mezclado del difusor Cerámico.



Fig. A.15 Difusor de burbuja grande Endurex.

El equipo de aireación consiste de una garganta y de una caja de alimentación (transportar el efluente a la unidad), aletas aireadoras (mezclar profundamente la mezcla aire-agua) y una serie de tubos de ascenso y descenso. El afluente entra a través de la caja de alimentación y pasa a través de la placa perforada de aireación. A medida que pasa el agua a través de los orificios, el incremento en velocidad crea una presión negativa lo cual lleva al aire a un íntimo contacto con el agua. La mezcla aire-agua descarga dentro de la primera columna de descarga. La mezcla fluye hacia abajo a una velocidad predeterminada que es suficiente para llenar toda la columna con burbujas, efectuando una excelente transferencia de oxígeno. A medida que aumenta la profundidad, se incrementa la presión del sistema, aumentando la solubilidad y transferencia del oxígeno.

Después el agua sube a través de una columna de ascenso y descarga a través del efluente o entra a otra etapa de aireación, columna de descenso y de ascenso, dependiendo del nivel deseado de oxígeno disuelto en el efluente. El aireador estático OxyCharger consiste de 2 diseños distintos: el Mark I y el Mark II. Las unidades son individualmente diseñadas para cada instalación basadas en la razón de flujo, el aumento de OD deseado y las condiciones del lugar. La fig. A.16 muestra la configuración de ambos productos.

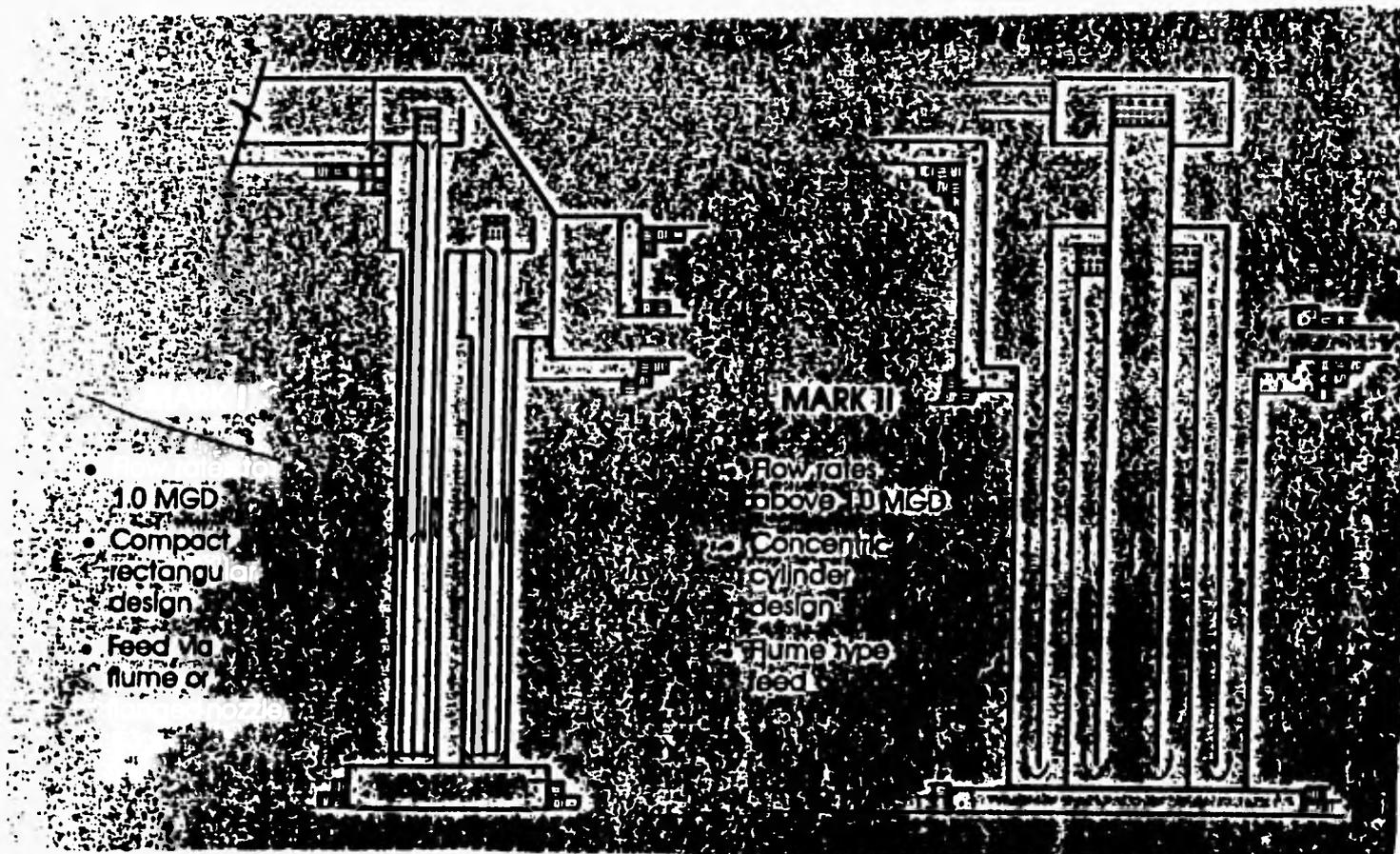


Fig. A.16 Aireadores estáticos OxyCharger.

FALLA DE ORIGEN

7. CONSORCIO INDUSTRIAL PUEBLA, S.A. DE C.V.

● Mezclador Sumergible FLYGT

Funcionamiento

El mezclado generado por este equipo no se produce por fricción contra el depósito o los deflectores, sino por el esfuerzo tangencial a lo largo del chorro desarrollado, es decir, la fricción entre el chorro y el fluido fuera del chorro (fig. A.17). De esta manera se logra un mezclado intensivo, además de que el chorro conserva su forma, por lo cual su comportamiento puede describirse y controlarse de acuerdo con las leyes establecidas de la dinámica de fluidos.

Ventajas

El mezclador sumergible FLYGT se instala más rápida y fácilmente, ahorrando espacio alrededor del depósito y minimizando el trabajo de construcción.

Gracias a la posición libre del mezclador sumergible, es posible evitar todas las restricciones de flujo detrás y delante de la hélice. Además, se eliminan los largos salientes de los ejes de la hélice, que eran un punto débil común a los mezcladores convencionales, reduciendo así la fatiga y la vibración. Esto supone una mayor confiabilidad y rendimiento. Por otra parte, el mezclador sumergible puede elevarse del depósito para su mantenimiento y después sumergirse sin vaciar el depósito, de forma que es posible instalar rápidamente un mezclador sustituto.

Accesorios (fig. A.18)

- Caja de unión (1)
- Caja de engranes (2)
- Sello de flecha (3)
- Flecha (4)
- Impulsor (5)
- Motor (6)
- Carter (7)

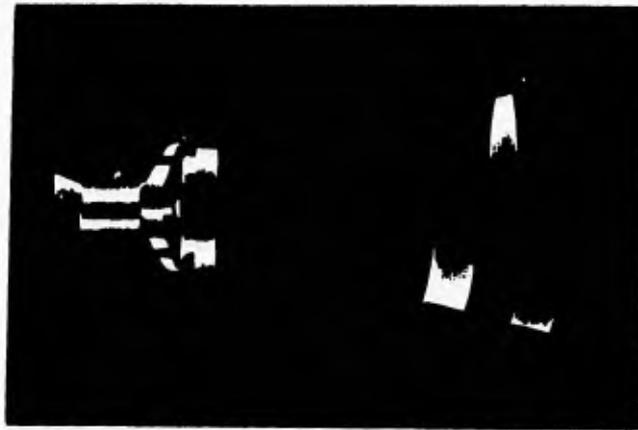


Fig. A.17 Formación del chorro. Esfuerzo tangencial a lo largo del chorro desarrollado.

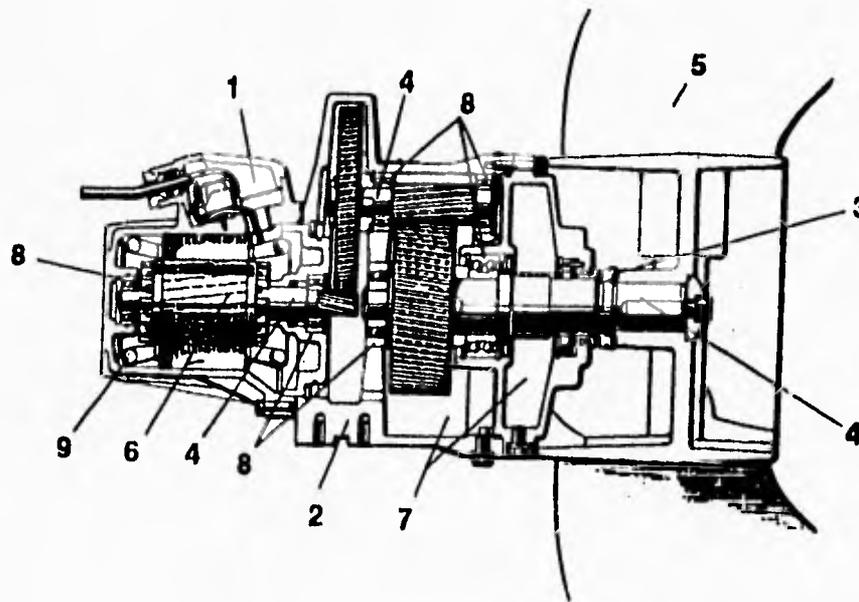


Fig. A.18 Mezclador sumergible FLYGT.

Cojinetes (8)

Sistema de monitoreo (9)

Aplicación

Aireación es uno de los procesos que los mezcladores FLYGT realizan con óptimo rendimiento y alta economía. La experiencia de los diseñadores de FLYGT en la instalación de muchos miles de mezcladores sumergibles en todo el mundo desde 1977, les ha permitido extender su campo de aplicaciones no solamente al proceso de aireación, sino de mezclado de sustancias de diversa índole. Estas aplicaciones están bien documentadas sobre todo en el área de la acuicultura (fig. A.19).

A continuación se listan otras de las compañías contactadas que ofrecen equipos de aireación, pero cuyo producto o servicio se consideró inadecuado para los fines de aireación de embalses, debido principalmente a la capacidad de diseño de los equipos.

- Aireación mecánica:

Nettco de México, S.A de C.V.
Lightnin de México, S.A de C.V.

- Difusores:

EnviroQuip International, Inc.
Environmental Dynamics, Inc
Ferro Corporation
Mazzei Injector Corporation
Aqua-Aerobic Systems, Inc.

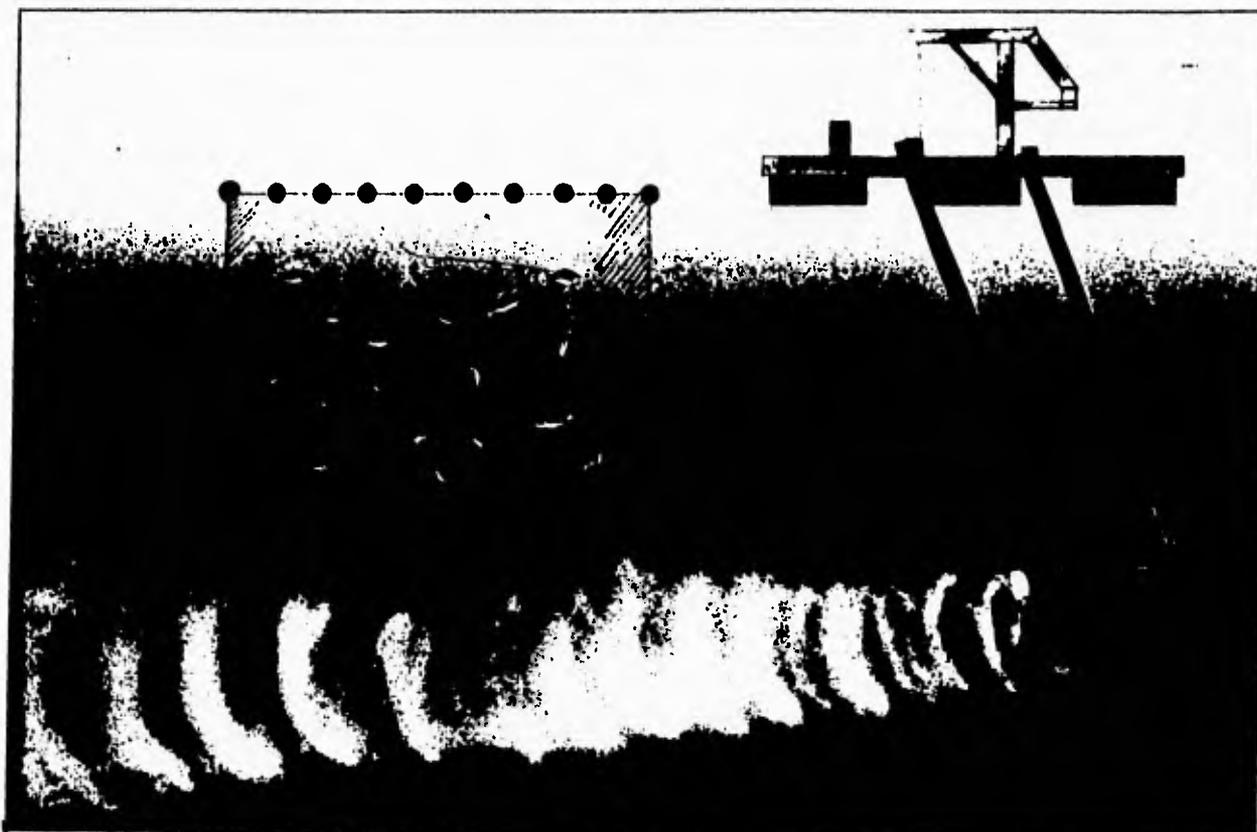


Fig. A.19 Aplicación e instalación del mezclador sumergible FLYGT.

FALLA DE ORIGEN

REFERENCIAS COMERCIALES

- Registro Industrial Mexicano, Vol. 1, 1987.
- Directorio de Compañías Americanas que operan en México, American Chamber of Commerce of Mexico, A.C., 1987.
- Sistema de Información Dialog.
- Banco de Datos de Compañías Mexicanas Mercamétrica.
- Banco de Datos de Compañías Mexicanas Kompass.
- Directorio de Comercialización Profesional.

BIBLIOGRAFIA

Fast, Arlo W, Dorr, Victor A y Rosen, Robert J (1975), "A submerged hypolimnion aerator", *Water Resources Research*, 11: 287-293

Ashley, Kenneth Ian (1985), "Hypolimnetic Aeration: Practical design and application", *Water Res*, 19 (6): 735-740

Ashley, Kenneth Ian, Hay, Shawn y Scholten, George H (1987), "Hypolimnetic Aeration: Field Test of the Empirical Sizing Method", *Water Res*, 21 (2): 223-227

Taggar, C T and McQueen, D J (1982), "A model for the design of hypolimnetic aerators", *Water Res*, 16: 949-956

APENDICE II

"PROPUESTA TECNICA PARA EL MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL PROYECTO HIDROELECTRICO ZIMAPAN"

1. JUSTIFICACION

Entre los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) que la Comisión Federal de Electricidad (CFE) ha llevado a cabo a través de su Gerencia de Protección Ambiental, se encuentra el Proyecto Hidroeléctrico Zimapán (PHZ), el cual próximamente entrará a su fase de operación. Hasta el momento, se han realizado la identificación, predicción, interpretación y evaluación de impactos.

Para la identificación y evaluación de impactos en la calidad del agua producidos por el PHZ, se llevó a cabo un programa de muestreo que consistió en la colecta de muestras de agua en los ríos San Juan, Tula y Moctezuma, durante cinco años consecutivos (1989-1993) a diferentes intervalos de tiempo para cada año, analizándose en promedio 40 parámetros por muestra.

La actividad subsecuente dentro de los EIA es el monitoreo, el que se debe llevar a cabo durante las fases de construcción y operación del proyecto en cuestión. Los objetivos del monitoreo en los EIA son:

- a) Verificar que las medidas de mitigación seleccionadas (en su caso) se lleven a cabo adecuadamente dando los resultados esperados.
- b) Asegurar que los contaminantes no excedan los límites permisibles.
- c) Verificar la precisión de los impactos identificados.
- d) Detectar daños ambientales para que se tomen medidas adicionales de mitigación.

Para realizar el monitoreo de calidad del agua en el PHZ y cubrir los objetivos mencionados, se seleccionaron 20 parámetros físicos, químicos y biológicos de los 40 realizados durante el periodo 1989-1993.

Los 20 parámetros que se considera necesario monitorear de acuerdo al tipo de indicador son los siguientes:

INDICADOR	PARÁMETROS
Características limnológicas básicas del embalse	Perfiles de temperatura, OD y conductividad. Secchi
Productividad y eutroficación	PO ₄ -tot, N-org, NO ₃ , NH ₃ . Clorofila <u>a</u>
Contaminación	DBO ₅ , DQO, SSV Coliformes fecales.
Toxicidad bioacumulación potencial	Arsénico, mercurio y plomo.
Corrosión en turbinas (índice de Langelier)	pH, sólidos totales, alcalinidad y dureza.

2. METODOLOGIA

2.1 Estaciones de Muestreo

Se proponen un total de 6 estaciones de muestreo para el monitoreo de la calidad del agua del P.H. Zimapán, distribuídas de la siguiente forma:

ESTACION DE MUESTREO	LOCALIZACIÓN	
	Lat. N	Long. W
EN RÍOS:		
1. Taxido (San Juan)	20° 35'	99° 38'
2. La Florida (Tula)	20° 35'	99° 23'
EN EL EMBALSE:		
3. La Sabina	20° 37'	99° 35'
4. El Epazote	20° 36'	99° 27'
5. Cortina	20° 40'	99° 30'
AGUAS ABAJO DE LA CORTINA:		
6. Casa de máquinas	20° 51'	99° 28'

2.2 Periodicidad de Muestreo

Se propone que los muestreos de calidad del agua y limnológicos, tengan una frecuencia mensual durante un año. Cada ocasión de muestreo mensual consistiría en una campaña de tres días de duración.

2.3 Técnicas de Muestreos y Análisis

Los métodos de muestreos que se proponen serán los recomendados por las Normas Oficiales Mexicanas (NOM-AA-3-1980), complementados cuando sea requerido, con los aplicados en los laboratorios IDECA, los Métodos Estándar y la EPA.

La metodología en cuestión contempla el siguiente muestreo y análisis para cada ocasión y estación de muestreo establecida en los ríos, el embalse y aguas abajo de la cortina:

2.3.1 Análisis de campo

- a) En ríos y aguas abajo de la cortina:
 - Temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, gasto del río, condiciones de cielo y color del agua.
- b) En el embalse:
 - pH, profundidad de disco de Secchi, profundidad total, condiciones de cielo y color del agua.
 - Perfiles de temperatura, oxígeno disuelto y conductividad por métodos electrométricos con mediciones en campo a 0.5 m cada 3 m de profundidad y a 0.5 m del fondo. El criterio de medir cada 2 m puede cambiar dependiendo de los resultados obtenidos a profundidades mayores de 20 m y de la profundidad total de la estación de muestreo.

2.3.2 Colecta de muestras

- a) En ríos y aguas abajo de la cortina:
 - Colecta de una muestra compuesta formada con muestras parciales simples del centro y orillas del río.
- b) En el embalse:
 - Colecta de dos muestras de agua por estación de muestreo:

Muestra "A" (superficial), por el método de manguera a una profundidad equivalente al doble de la lectura del disco de Secchi y

Muestras "B" (profunda), con botella Van Dorn, en la región hipolimnética del embalse.

2.3.3 Análisis de laboratorio

- A cada muestra de agua se le efectuarán los siguientes análisis de acuerdo a las Normas Oficiales Mexicanas establecidas por la Legislación vigente y las aplicadas por organismos internacionales como la AWWA, APHA, WPCF y los Métodos Estándar 18 ava. edición.

<u>PARAMETROS</u>	<u>NORMA OFICIAL MEXICANA</u>
<u>FISICOS:</u>	
1. Sólidos totales (mg/L)	NMX-AA-34
2. Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	NMX-AA-34
<u>QUIMICOS:</u>	
3. Alcalinidad total (mg/L)	NMX-AA-36
4. Dureza total (mg/L)	NMX-AA-72
5. Fosfatos totales (mg/L)	NMX-AA-29
6. Nitrógeno amoniacal (mg/L)	NMX-AA-26
7. Nitrógeno de nitratos (mg/L)	NMX-AA-82
<u>ORGANICOS:</u>	
8. Demanda bioquímica de oxígeno (mg/l)	NMX-AA-28
9. Demanda química de oxígeno (mg/L)	NMX-AA-30
10. Nitrógeno orgánico (mg/L)	NMX-AA-26
<u>METALES PESADOS:</u>	
11. Arsénico (Abs. Atómica) (mg/L)	NMX-AA-46
12. Mercurio (Abs. Atómica) (mg/L)	NMX-AA-51
13. Plomo (Abs. Atómica) (mg/L)	NMX-AA-51
<u>BIOLÓGICOS:</u>	
14. Coliformes fecales(NMP/100 ml)	NMXM-AA-42
15. Clorofila <u>a</u> (mg/m ³)	NOTA 1

NOTA 1: Se propone que la determinación de clorofila a sea por el método de Lorenzen modificado por Bravo (1988) en muestras obtenidas por el método de manguera al doble de la profundidad de visión del disco de Secchi.

APENDICE III. Listados correspondientes al archivo de datos y a las subrutinas auxiliares

```

TALK = f;RUN( 1, 1);VDU=X11-TERM
IRUNN = 1;LIBREF = 0
.....
Group 1. Run Title
TEXT(Difusion de Oxigeno en un Embalse )
rg(99) = 1.0/4186.0
BOOLEAN(TAHOE)
REAL(NETFLU,CNET1,CNET2,CLD,TAIRE,PATM,FISUP,FI2M,W2M,ALFA)
***
***** Constantes del NET ATMOSPHERE RADIATION *****
CNET1 = 208.733;CNET2 = 6.2363;CLD = 0.06;TAIRE = 15.0
NETFLU = (CNET1 + CNET2*TAIRE) * (1.0 + 0.17*CLD*2.0) *RG(99)
.....
***
***** Constantes del short wave SOLAR RADIATION *****
* RG(1) = eta;RG(2) = beta;RG(3) = Fi(radiacion)
rg(3) = 500.0
TAHOE = f
IF(TAHOE) THEN
rg(1) = 0.06;rg(2) = 0.4
ELSE
rg(1) = 0.75;rg(2) = 0.5
ENDIF
.....
***
***** Constantes del long wave BACK RADIATION *****
rg(4) = 308.2;rg(5) = 4.9
.....
***
***** Constantes de perdidas por EVAPORACION *****
FISUP = 1.0;FI2M = 0.2;W2M = 3.0;ALFA = 1.0E+03;PATM = 900.0
rg(6) = FISUP;rg(7) = FI2M;rg(8) = PATM;rg(9) = W2M
rg(10) = 48.931;rg(11) = -6833.96;rg(12) = -5.169;rg(13) = ALFA
rg(14) = TAIRE
lg(14) = t
.....
Group 2. Transience
STEADY = f
grdpwr(t,30*12-282,31.*86400.0,1.0)
tfirst = 86400.0 + 564.0*3600.0
.....
Groups 3, 4, 5 Grid Information
* Overall number of cells, RSET(M,NX,NY,NZ,tolerance)
RSET(M,9,40,35)
* Overall domain extent, RSET(D,name,XULAST,YVLAST,ZWLAST)
RSET(D,CHAM,1.047E+00,3.000E+02,8.000E+01)
* Set objects: name x0 y0 z0
* dx dy dz
RSET(B,B1 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 7.000E-01, 8.000E+01)
RSET(B,B2 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 7.500E-01, 8.000E+01)
RSET(B,B3 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 1.200E+00, 8.000E+01)
RSET(B,B4 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 1.250E+00, 8.000E+01)
RSET(B,B5 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $

```

```

RSET(B,B5 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 4.250E+00, 8.000E+01)
RSET(B,B6 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 3.000E+02, 5.540E+01)
RSET(B,B7 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 3.000E+02, 5.545E+01)
RSET(B,B8 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 3.000E+02, 5.645E+01)
RSET(B,B9 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 3.000E+02, 5.650E+01)
RSET(B,B10 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 3.000E+02, 5.700E+01)
RSET(B,B11 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 3.000E+02, 5.705E+01)
RSET(B,B12 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 3.000E+02, 5.905E+01)
RSET(B,B13 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 3.000E+02, 5.995E+01)
RSET(B,B14 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
1.047E+00, 3.000E+02, 6.000E+01)
RSET(B,B15 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
3.240E-01, 3.000E+02, 8.000E+01)
RSET(B,B16 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
3.640E-01, 3.000E+02, 8.000E+01)
RSET(B,B17 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
6.440E-01, 3.000E+02, 8.000E+01)
RSET(B,B18 , .000E+00, .000E+00, .000E+00 , $
6.840E-01, 3.000E+02, 8.000E+01)
RSET(X,3,3,1.000E+00)
RSET(X,5,2,1.000E+00)
RSET(Y,1,5,1.000E+00)
RSET(Y,3,5,1.000E+00)
RSET(Y,5,5,1.000E+00)
RSET(Y,6,23,1.600E+00)
RSET(Z,1,10,-1.500E+00)
RSET(Z,3,3,1.000E+00)
RSET(Z,5,5,1.000E+00)
RSET(Z,7,5,1.000E+00)
RSET(Z,8,3,1.000E+00)
RSET(Z,10,5,1.500E+00)
* Cylindrical-polar grid
CARTES = F
.....
Group 6. Body-Fitted coordinates
.....
Group 7. Variables: STOREd,SOLVEd,NAMEd
ONEPHS = T
NAME(14) = TEMP ; NAME(16) = OXIG
SOLVE(P1,U1,V1,W1,TEMP,OXIG)
STORE(RHO1,VPOR,EPOR,NPOR,HPOR)
SOLUTN(P1,Y,Y,Y,N,N,N)
.....
Group 8. Terms & Devices
terms(temp,n,y,y,y,y,y)
.....
Group 9. Properties
BOOLEAN(HYDRO);HYDRO = f
RHO1 = GRND1
RHO1A = 1.001E+03 ;RHO1B = -1.743E-01 ;RHO1C = .000E+00
ENUL = 1.006E-06 ;ENUT = .000E+00
PRNDTL(TEMP) = 8.000E+00 ;PRNDTL(OXIG) = 8.383E-01

```

```

turmod(kemodl)
  store(ke,ep)
HUNIT = 1.0/41B6.
.....
  Group 10. Inter-Phase Transfer Processes
  .....
  Group 11. Initialise Var/Porosity Fields
FIINIT(TEMP) = 1.500E+01 ; FIINIT(HPOR) = 1.000E+00
FIINIT(NPOR) = 1.000E+00 ; FIINIT(EPOR) = 1.000E+00
FIINIT(VPOR) = 1.000E+00 ; fiinit(oxig) = 0.0

CONPOR(LAM1 , .00,VOLUME,-#1,-#5,-#1,-#4,-#9,-#9)
CONPOR(LAM2 , .00,VOLUME,-#1,-#5,-#4,-#4,-#6,-#8)
CONPOR(LAM3 , .00,VOLUME,-#2,-#4,-#5,-#5,-#6,-#6)
CONPOR(LAM4 , .00,VOLUME,-#1,-#1,-#4,-#4,-#5,-#5)
CONPOR(LAM5 , .00,VOLUME,-#5,-#5,-#4,-#4,-#5,-#5)
CONPOR(LAM6 , .00,VOLUME,-#2,-#2,-#4,-#5,-#4,-#5)
CONPOR(LAM7 , .00,VOLUME,-#4,-#4,-#4,-#5,-#4,-#5)
CONPOR(LAMB , .00,VOLUME,-#3,-#3,-#4,-#5,-#4,-#4)
CONPOR(LAM9 , .00,VOLUME,-#1,-#5,-#4,-#4,-#2,-#3)
CONPOR(LAM10 , .00,VOLUME,-#1,-#5,-#2,-#3,-#2,-#2)
CONPOR(LAM11 , .00,VOLUME,-#1,-#5,-#2,-#2,-#3,-#7)

PATCH (TEMPLIN ,LINVLZ,1,9,1,40,32,35,1,lstep)
INIT(TEMPLIN ,TEMP, 5.263E-01, 1.600E+01)
RSTGRD = F

INIADD = F
.....
  Group 12. Convection and diffusion adjustments
  .....
  Group 13. Boundary & Special Sources

PATCH (ENTRADA , HIGH, #1,#5,1,5,#3,#3,1,lstep)
COVAL (ENTRADA ,W1 , fixval, grnd)
COVAL (ENTRADA ,OXIG, FIXVAL , 1.300E+01)

PATCH (SAL1,high,1,nx,1,ny,nz,nz,1,lstep)
COVAL (SAL1 ,P1 , 1.000E+00, .000E+00)
COVAL (SAL1 ,temp, onlyms, same)
COVAL (SAL1 ,oxig, onlyms, same)

PATCH (BUOYANCY,PHASEM,1,nx,1,ny,1,nz,1,lstep)
COVAL (BUOYANCY,W1 , FIXFLU , GRND1 )

PATCH (SUMEO2 ,NWALL ,1,nx,ny,ny,1,nz,1,lstep)
COVAL (SUMEO2 ,OXIG, 1./prndtl(oxig), .000E+00)

BUOYA = .000E+00 ; BUOYB = .000E+00 ; BUOYC = -9.B10E+00

CONPOR(ducto,.00,VOLUME,-4,-4,-16,-17,-16,-20)
CONPOR(ducta,.00,VOLUME,-6,-6,-16,-17,-16,-20)

*** El siguiente parche es para net ATMOSPHERE RADIATION
PATCH(SOPRAD,HIGH,1,NX,1,NY,NZ,NZ,1,LSTEP)
COVAL(SOPRAD, TEMP, FIXFLU, GRND)
*** El siguiente parche es para short wave SOLAR RADIATION
* Probablemente vale la pena cortarlo hasta una altura tal
* que no tenga caso realizar los calculos
PATCH(SOLRAD,FREEVL,1,NX,1,NY,NZ-1,NZ,1,LSTEP)
COVAL(SOLRAD, TEMP, GRND, GRND)
solrad=skip

```

*** El siguiente parche es para SOLAR RADIATION superficial
 PATCH(SUPRAD,HIGH,1,NX,1,NY,NZ,NZ,1,LSTEP)
 COVAL(SUPRAD, TEMP, FIXFLU, GRND)
 suprad = skip

*** El siguiente parche es para long wave BACK RADIATION
 PATCH(BACRAD,HIGH,1,NX,1,NY,NZ,NZ,1,LSTEP)
 COVAL(BACRAD, TEMP, FIXFLU, GRND)
 bacrad = skip

*** El siguiente parche es para perdidas por EVAPORACION
 PATCH(EVAPORA,HIGH,1,NX,1,NY,NZ,NZ,1,LSTEP)
 COVAL(EVAPORA, TEMP, FIXFLU, GRND)
 evapora = skip

.....
 Group 14. Downstream Pressure For PARAB

Group 15. Terminate Sweeps
 LSWEEP = 150
 csg1 = A; idispa = 3
 restrt(all)

Group 16. Terminate Iterations

Group 17. Relaxation
 RELAX(U1 ,FALSDT, 1.000E-01)
 RELAX(V1 ,FALSDT, 1.000E-01)
 RELAX(W1 ,FALSDT, 1.000E-01)
 RELAX(ke ,FALSDT, 1.000E+00)
 RELAX(ep ,FALSDT, 1.000E-00)
 RELAX(TEMP,FALSDT, 1.000E+01)
 RELAX(OXIG,FALSDT, 3.000E+02)

.....
 Group 18. Limits

Group 19. EARTH Calls To GROUND Station
 RG(97) es la velocidad maxima
 rg(97) = 1.205
 RG(96) es el radio del ducto de entrada
 rg(96) = 0.7

Group 20. Preliminary Printout
 ECHO = T

Group 21. Print-out of Variables
 OUTPUT(HPOR,N,N,N,Y,N,N)
 OUTPUT(NPOR,N,N,N,Y,N,N)
 OUTPUT(VPOR,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(P1 ,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(U1 ,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(V1 ,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(W1 ,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(ke ,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(ep ,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(TEMP,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(EPOR,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(RHO1,N,N,N,Y,Y,Y)
 OUTPUT(OXIG,N,N,N,Y,Y,Y)

.....
 Group 22. Monitor Print-Out


```

IF(IGR.EQ.19) GO TO 19
GO TO (1,2,3,4,5,6,25,8,9,10,11,12,13,14,25,25,25,25,19,20,25,
125,23,24),IGR
25 CONTINUE
RETURN
C.....
C
C--- GROUP 1. Run title and other preliminaries
C
1 GO TO (1001,1002),ISC
1001 CONTINUE
CALL MAKE(YV2D)
CALL MAKE(GRSP1)
CALL MAKE(GRSP2)
call make(grsp5)
call make(grsp6)
call make(dyg2d)
C
C User may here change message transmitted to the VDU screen
IF(IGR.EQ.1.AND.ISC.EQ.1.AND..NOT.NULLPR)
1 CALL WRYT40('GROUND file is GROOXI.F of: 221194 ')
C
RETURN
1002 CONTINUE
RETURN
C.....
C
C--- GROUP 13. Boundary conditions and special sources
C
C Index for Coefficient - CO
C Index for Value - VAL
13 CONTINUE
GO TO (130,131,132,133,134,135,136,137,138,139,1310,
11311,1312,1313,1314,1315,1316,1317,1318,1319,1320,1321),ISC
130 CONTINUE
C----- SECTION 1 ----- coefficient = GRND
IF(NPATCH.EQ.'SOLRAD') THEN
if(rg(3).gt.0.0) then
call fn1(co,2.0E-10)
else
call fn1(co,0.0)
endif
ENDIF
c@v--- Calculate k-eps buoyancy source terms
IF(NPATCH.EQ.'KEBUOY') CALL GRKEBY
c@v ** Fuente para el DBO: Kd_o = RG(15) **
c ** fct. de la temp. THETA = RG(18) ***
c ** Kd = Kd_o * THETA ** (Temp-20.0) ***
IF (npatch.eq. 'BODFLD') THEN
call getyx(14,GTEM,NYDIM,NXDIM)
calli getyx(vpor,gvpor,nydim,nxdim)
do IX = IXF,IXL
do IY = IYF,IYL
GEXP(IY,IX) = GTEM(IY,IX)-20.0
if (gvpor(iy,ix).lt.3.e-10) then
GKD(IY,IX) = 0.0
else
GKD(IY,IX) = rg(15)*rg(18)** GEXP(IY,IX)
endif
end do
end do
call setyx(CO,GKD,NYDIM,NXDIM)
ENDIF

```

```

    if (npatch.eq. 'OXYTOP') then
      call fn2(co,vpor,0.0,rg(21))
    endif
c@v ** Sedimentacion de DBO **
capp Source term for sedimentation of C1: Vs/dy(Cy + 1-2Cy + Cy-1)
IF(NPATCH.EQ.'SEDDBO') THEN
  if(indvar.eq.c2) gvs = rg(19)
  call getyx(yg2d,gycoor,nydim,nxdim)
  call getyx(c2,gsedim,nydim,nxdim)
  call getyx(vpor,gvpor,nydim,nxdim)
  do jx = 1,nx
    do jy = 1,ny
      if(jy.le.5.or.gsedim(jy,jx).ge.15.0.or.gvpor(jy-5,jx).lt.3.0e-10)
        & gvs = 100.*rg(19)
        if (jy.eq.1) then
          gdy1 = gycoor(jy + 1,jx)-gycoor(jy,jx)
        else
          gdy1 = gycoor(jy,jx)-gycoor(jy-1,jx)
        endif
        gradvs(jy,jx) = gvs/gdy1
      end do
    end do
  call setyx(co,gradvs,nydim,nxdim)
ENDIF
IF(NPATCH.EQ.'BTMDBO') THEN
  if(indvar.eq.c2) then
    call getyx(vpor,gvpor,nydim,nxdim)
    call getyx(CD,GCO,nydim,nxdim)
    do IX = IXF,IXL
      do IY = IYF,IYL
        if (gvpor(iy,ix).lt.3.e-10) then
          GCO(IY,IX) = 0.0
          goto 912
        else
          if (iy.le.2.or.(ix.ge.6.and.ix.le.151.and.
            & gvpor(iy-1,ix).lt.3.0e-10)) then
            GCO(IY,IX) = 2.0E + 10
          else
            GCO(IY,IX) = 0.0
          endif
        endif
      end do
    end do
  c call writ2i('celda x ',ix,'celda y ',iy)
  c call writ1r(' GCOyx ',GCO(IY,IX))
  912 continue
  end do
  end do
  call setyx(CO,GCO,NYDIM,NXDIM)
  endif
ENDIF
RETURN
131 CONTINUE
C----- SECTION 2 ----- coefficient = GRND1
RETURN
132 CONTINUE
C----- SECTION 3 ----- coefficient = GRND2
RETURN
133 CONTINUE
C----- SECTION 4 ----- coefficient = GRND3
RETURN
134 CONTINUE
C----- SECTION 5 ----- coefficient = GRND4
RETURN

```

```

135 CONTINUE
C----- SECTION 6 ----- coefficient = GRND5
      RETURN
136 CONTINUE
C----- SECTION 7 ----- coefficient = GRND6
      RETURN
137 CONTINUE
C----- SECTION 8 ----- coefficient = GRND7
      RETURN
138 CONTINUE
C----- SECTION 9 ----- coefficient = GRND8
      RETURN
139 CONTINUE
C----- SECTION 10 ----- coefficient = GRND9
      RETURN
1310 CONTINUE
C----- SECTION 11 ----- coefficient = GRND10
      RETURN
1311 CONTINUE
C----- SECTION 12 ----- value = GRND
capp ... start
  IF(NPATCH.EQ.'SOPRAD') THEN
    GCNET1 = 208.733
    GCNET2 = 6.2363
    GCLD = 0.05
    GNETFLU = (GCNET1 + GCNET2 * RG(14)) * (1.0 + 0.17 * GCLD ** 2.0) * RG(99)
    call fn1(val,GNETFLU)
    call fn26(val,vpor)
  ENDIF
  IF(NPATCH.EQ.'ENTRADA') THEN
    call fn2(grsp1,yv2d,0,0,-1./rg(96))
    call fn8(val,grsp1,rg(97),1.0,1./7.,0.0)
  ENDIF
CVOR..Fuente para SHORT WAVE SOLAR RADIATION (volumetrica)
C....RG(1) = eta;RG(2) = beta;RG(3) = FI(radiacion)
  IF(NPATCH.EQ.'SOLRAD') THEN
    call fn1(grsp1,0.0)
    call fn1(grsp2,zw)
    call fn25(grsp2,-1.0)
    call fn33(grsp2,zwlast)
    call fn36(grsp1,grsp2,rg(1) * (1.0-rg(2)) * rg(3),-rg(1))
    call fn0(val,grsp1)
    call fn25(val,rg(99) * 0.5E + 10)
    if(rg(3).eq.0.0) call fn25(val,0.0)
  c   if(isweep.eq.isweep) call prn('SHRT',val)
  ELSE IF(NPATCH.EQ.'BACRAD') THEN
CVOR..Fuente para LONG WAVE BACK RADIATION (superficial)
C....RG(4) = a;RG(5) = b
    call fn2(val,14,rg(4),rg(5))
    call fn25(val,-rg(99))
    call fn26(val,vpor)
  c   if(isweep.eq.isweep) call prn('LONG',val)
CVOR....Calculos para la SOLAR RADIATION superficial
  ELSE IF(NPATCH.EQ.'SUPRAD') THEN
    call fn1(val,rg(2) * rg(3) * rg(99))
capp cambiar el fn26 de abajo por un fn2
  c   write(6,*)'Estoy en a'
    call fn26(val,vpor)
  c   write(6,*)'Estoy en b'
  ELSE IF(NPATCH.EQ.'EVAPORA') THEN
CVOR..Fuente para perdidas por EVAPORACION (superficial)
C....RG(6) = FISUP;RG(7) = FI2M;RG(8) = PBAR;RG(9) = W2M

```

```

C.....RG(10) = C1;RG(11) = C2;RG(12) = C3;RG(13) = ALFA;RG(14) = TAIRE
  LGCOND = .false.
  LGTEMP = .false.
  call getyx(h1,gtem,nydim,nxdim)
  call getyx(val,gval,nydim,nxdim)
  do jx = ixf,ixl
  do jy = iyf,iyl
    psatw = rg(13) * exp(rg(10) + rg(11)/(gtem(jy,jx) + 273.15) +
&   rg(12) * alog(gtem(jy,jx) + 273.15))
    pvapw = rg(6) * psatw
    omegaw = 0.622 * pvapw / (rg(8) - pvapw)
    thetavw = (gtem(jy,jx) + 273.15) * (1.0 + 0.61 * omegaw)
    GTSV = thetavw - 273.15
    thetava = (rg(14) + 273.15) * (1.0 + 0.61 * omegaa)
    GTAV = thetava - 273.15
    deltapv = pvapw - pvapa
    if(deltapv.lt.0) then
c     write(6,*) 'Pvapw menor que pvapaire '
      LGCOND = .true.
      deltapv = 0.0
    endif
    deltatv = GTSV - GTAV
    if(deltatv.lt.0) then
c     write(6,*) 'TSagua menor que TSaire'
      deltatv = 0.0
    endif
    GQEVFREE = 2.7 * deltatv * |1.0/3.0| * deltapv
    GQEVFORC = 3.2 * abs(rg(9)) * deltapv
    GQEVAPO = SQRT(GQEVFREE * GQEVFREE + GQEVFORC * GQEVFORC)
CVOR..Termino adicional para perdidas CONVECTIVAS
  IF(LGCOND.or.LGTEMP) THEN
    GRB = 0.0
    GO TO 763
  ENDIF
  GRB = 6.19E-04 * rg(8) * (gtem(jy,jx) - rg(14)) / deltapv
763   gval(jy,jx) = -GQEVAPO * (1.0 + GRB) * rg(99)
c   if(isweep.eq.lisweep.and.jx.eq.5) then
c   call writ2i('CELDA X ',jx,'CELDA Y ',jy)
c   call writ4r('TEMPERA ',gtem(jy,jx),'PSATW ',psatw,
c   &   'PVAPW ',pvapw,'OMEGAW ',omegaw)
c   call writ2r('THETA VW ',thetavw,'GTSV ',gtsv)
c   call writ4r('TAIRE ',rg(14),'PSATA ',psata,
c   &   'PVAPA ',pvapa,'OMEGAA ',omegaa)
c   call writ2r('THETA VA ',thetava,'GTAV ',gtav)
c   call writ4r('DELTAPV ',deltapv,'QFREE ',gqevfree,
c   &   'QFORCED ',gqevforc,'QEVAPORA ',gqevapo)
c   call writ2r('FAC GRB ',grb,'VALOR ',gval(jy,jx))
c   endif
  end do
  end do
  call setyx(val,gval,nydim,nxdim)
  call fn26(val,vpor)
  ENDIF
c@v--- Calculate k-eps buoyancy source terms
  IF(NPATCH.EQ.'KEBUOY') CALL GRKEBY
  IF(NPATCH.EQ.'WIND') then
    call fn2(val,vpor,0.0,rg(16))
  ENDIF
  RETURN
1312 CONTINUE
C----- SECTION 13 ----- value = GRND1

```

```

RETURN
1313 CONTINUE
C----- SECTION 14 ----- value = GRND2
RETURN
1314 CONTINUE
C----- SECTION 15 ----- value = GRND3
RETURN
1315 CONTINUE
C----- SECTION 16 ----- value = GRND4
RETURN
1316 CONTINUE
C----- SECTION 17 ----- value = GRND5
RETURN
1317 CONTINUE
C----- SECTION 18 ----- value = GRND6
RETURN
1318 CONTINUE
C----- SECTION 19 ----- value = GRND7
RETURN
1319 CONTINUE
C----- SECTION 20 ----- value = GRND8
RETURN
1320 CONTINUE
C----- SECTION 21 ----- value = GRND9
RETURN
1321 CONTINUE
C----- SECTION 22 ----- value = GRND10
RETURN
C.....
C
C--- GROUP 19. Special calls to GROUND from EARTH
C
19 GO TO (191,192,193,194,195,196,197,198,199,1910),ISC
191 CONTINUE
C * ----- SECTION 1 ---- Start of time step.
CJDY ** Calculos para el valor de TAIRE, FI(radiacion), W2M, **
C ** variando con respecto al tiempo *****
c write(6,*) 'tiempo = ',TIM
c write(6,*) 'BARRIDA = ',isweep
c write(6,*) 'INTERVA = ',istep
GCD=0.9E-03
GRAIRE=1.16
IF(lg(14)) THEN
IF(TIM.GT.86400.0.AND.TIM.LE.30.0*86400.0) THEN
c write(6,*) 'tiempo = ',TIM
FHORA = TIM/86400.0-IFIX(TIM/86400.0)
HORA = 24.0*FHORA
IF(HORA.LE.5.0) THEN
rg(14) = 8.10*COS((HORA + 10.0)*3.141593/15.0) + 20.60
ELSEIF(HORA.GT.5.0.AND.HORA.LE.14.0) THEN
rg(14) = 8.10*SIN((1.5 + (HORA-5.0)/9.0)*3.141593) + 20.60
ELSE
rg(14) = 8.10*COS((HORA-14.0)*3.141593/15.0) + 20.60
ENDIF
IF(HORA.GT.6.0.AND.HORA.LT.18.0) THEN
OHORA = HORA-12.0
rg(3) = 550.8*(COS(OHORA*3.141593/12.0))**1.2
ELSE
rg(3) = 0.0
ENDIF
psata = rg(13)*exp(rg(10)+rg(11)/(rg(14)+273.15)+
& rg(12)*alog(rg(14)+273.15))

```

```

pvapa = rg(7) * psata
omegaa = 0.622 * pvapa / (rg(8) - pvapa)
rg(9) = 1.6
c IF(TIM.GT.270.0*86400.0.AND.TIM.LE.272.5*86400.0) then
c rg(7) = 0.085*cos((TIM-225.*86400.)*3.141593/
c & (180.*86400.)) + 0.415
c rg(16) = GCD*GRAIRE*ABS(RG(9))*RG(9)
c ENDF
c write(14,*) 'estoy en el mes 1'
c write(6,*) 'estoy en el mes 1'
c write(14,*) 'hora',HORA
c write(6,*) 'hora',HORA
c write(14,*) 'tempamb, tiempo',rg(14),TIM/86400,'dias'
c write(14,*) 'rad solar',rg(3)
c write(14,*) 'humedad',rg(7)
ENDIF
ENDIF
RETURN
192 CONTINUE
C * ----- SECTION 2 ---- Start of sweep.
RETURN
193 CONTINUE
C * ----- SECTION 3 ---- Start of iz slab.
RETURN
194 CONTINUE
C * ----- SECTION 4 ---- Start of iterations over slab.
RETURN
199 CONTINUE
C * ----- SECTION 9 ---- Start of solution sequence for
C a variable
RETURN
1910 CONTINUE
C * ----- SECTION 10---- Finish of solution sequence for
C a variable
RETURN
195 CONTINUE
C * ----- SECTION 5 ---- Finish of iterations over slab.
RETURN
196 CONTINUE
C * ----- SECTION 6 ---- Finish of iz slab.
RETURN
197 CONTINUE
C * ----- SECTION 7 ---- Finish of sweep.
RETURN
198 CONTINUE
C * ----- SECTION 8 ---- Finish of time step.
C
RETURN
C .....
C
C--- GROUP 20. Preliminary print-out
C
20 CONTINUE
RETURN
C .....
C* Make changes to data for GROUPS 21 and 22 only in GROUP 19.
C .....
C
C--- GROUP 23. Field print-out and plot control
23 CONTINUE
RETURN
C .....

```



```

PARAMETER (NXDIM = 200, NYDIM = 100)
DIMENSION GDY(NYDIM,NXDIM),GRHO(NYDIM,NXDIM),GVIST(NYDIM,NXDIM)
DIMENSION GGENB(NYDIM,NXDIM),GCOE(NYDIM,NXDIM),GVAL(NYDIM,NXDIM)
DIMENSION GKE(NYDIM,NXDIM),GEP(NYDIM,NXDIM),GVAL(NYDIM,NXDIM)
DIMENSION GDRHODY(NYDIM,NXDIM),GKON(NYDIM,NXDIM)
c@v This subroutine calculates the additional source terms due
c to buoyancy for the k-eps turbulence model
cMRM For stable flow: c3e = 0.2; for unstable flow = 1.0
c write(6,*) ' En 1'
C3E = 1.0
c
c coefficients:
c
IF(ISC.EQ.1) THEN
IF(INDVAR.EQ.KE) THEN
CALL GRGENB
GKECON = 1.0
c write(6,*) ' En 3'
ELSE IF(INDVAR.EQ.EP) THEN
GKECON = C3E
ENDIF
c write(6,*) ' En 4'
CALL GETYX(GRSP6,GGENB,NYDIM,NXDIM)
CALL GETYX(KE,GKE,NYDIM,NXDIM)
CALL GETYX(CO,GCOE,NYDIM,NXDIM)
DO JX = 1,NX
DO JY = 1,NY
GENBKE = GGENB(JY,JX)
IF(GENBKE.LE.0.0) THEN
GCOE(JY,JX) = -GKECON*GENBKE/(GKE(JY,JX) + 1.E-20)
ELSE
GCOE(JY,JX) = 1.0E-10
ENDIF
c write(6,*) ' En 5'
END DO
END DO
CALL SETYX(CO,GCOE,NYDIM,NXDIM)
c
c if(isweep.eq.lisweep) then
c call prn('ke ',ke)
c call prn('ep ',ep)
c call prn('co ',co)
c call prnyx('genb',GGENB,nydim,nxdim)
c endif
c
c values:
c
c write(6,*) ' En 6'
ELSE IF(ISC.EQ.12) THEN
c write(6,*) ' En 7'
IF(INDVAR.EQ.KE) THEN
CALL FN1(GRSP6,1.0)
ELSE IF(INDVAR.EQ.EP) THEN
CALL FN15(GRSP6,EP,KE,0.0,C3E)
ENDIF
CALL GETYX(VAL,GVAL,NYDIM,NXDIM)
CALL GETYX(GRSP6,GGENB,NYDIM,NXDIM)
CALL GETYX(KE,GKE,NYDIM,NXDIM)
CALL GETYX(GRSP6,GKON,NYDIM,NXDIM)
DO JX = 1,NX
DO JY = 1,NY
GENBKE = GGENB(JY,JX)

```

```

IF(GENBKE.LE.0.0) THEN
  GVAL(JY,JX) = 0.0
ELSE
  GVAL(JY,JX) = 1.E + 10*GENBKE*GKON(JY,JX)
ENDIF
END DO
END DO
CALL SETYX(VAL,GVAL,NYDIM,NXDIM)
c write(6,*) ' En 9'
c
c if(lisweep.eq.lisweep-1) then
c   call prnyx('GCON',GKON,nydim,nxdim)
c   call prnyx('GVAL',GVAL,nydim,nxdim)
c endif
RETURN
END
C.....

```