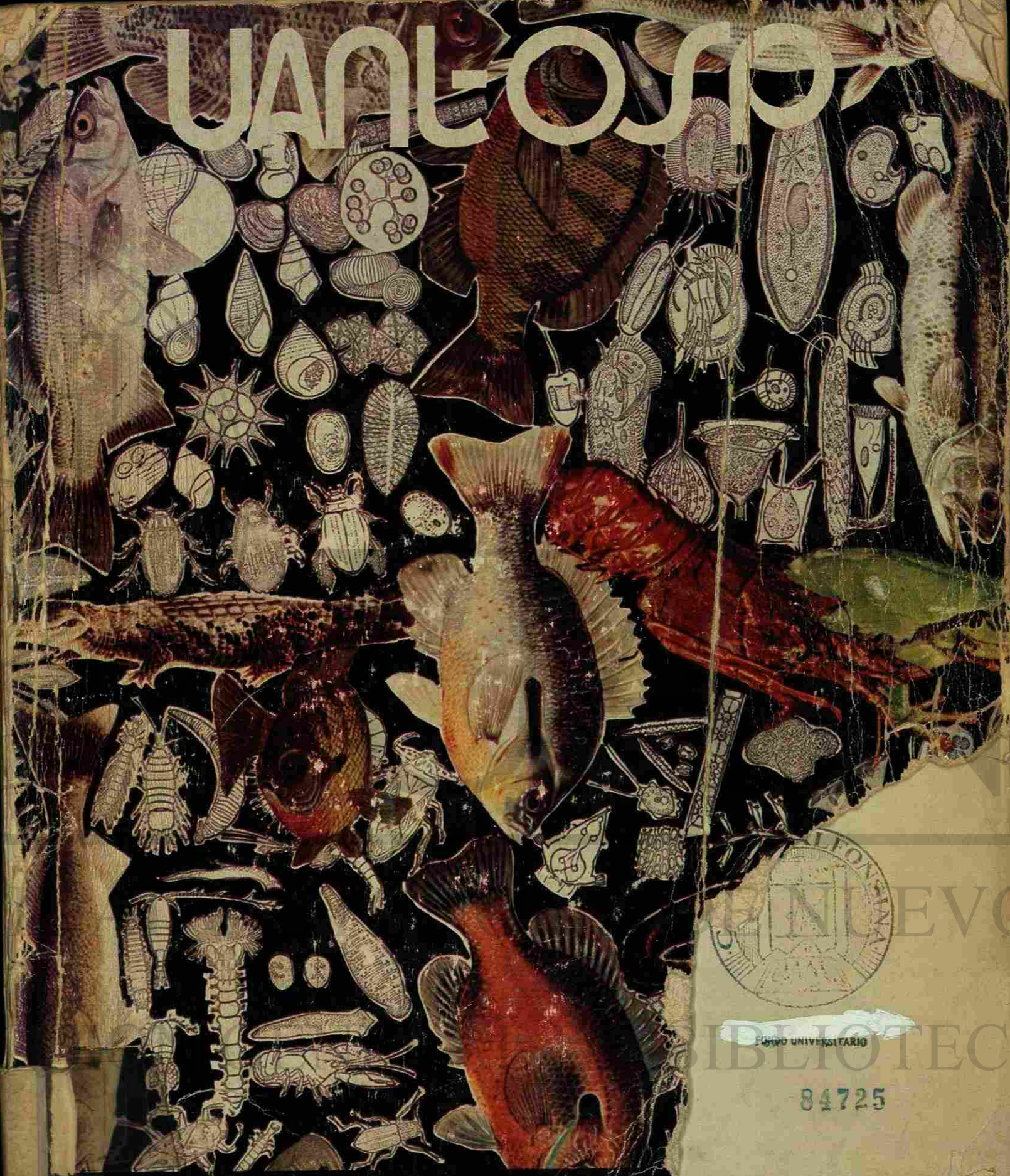


UNIVERSIDAD



BIBLIOTECA UNIVERSITARIA

84725

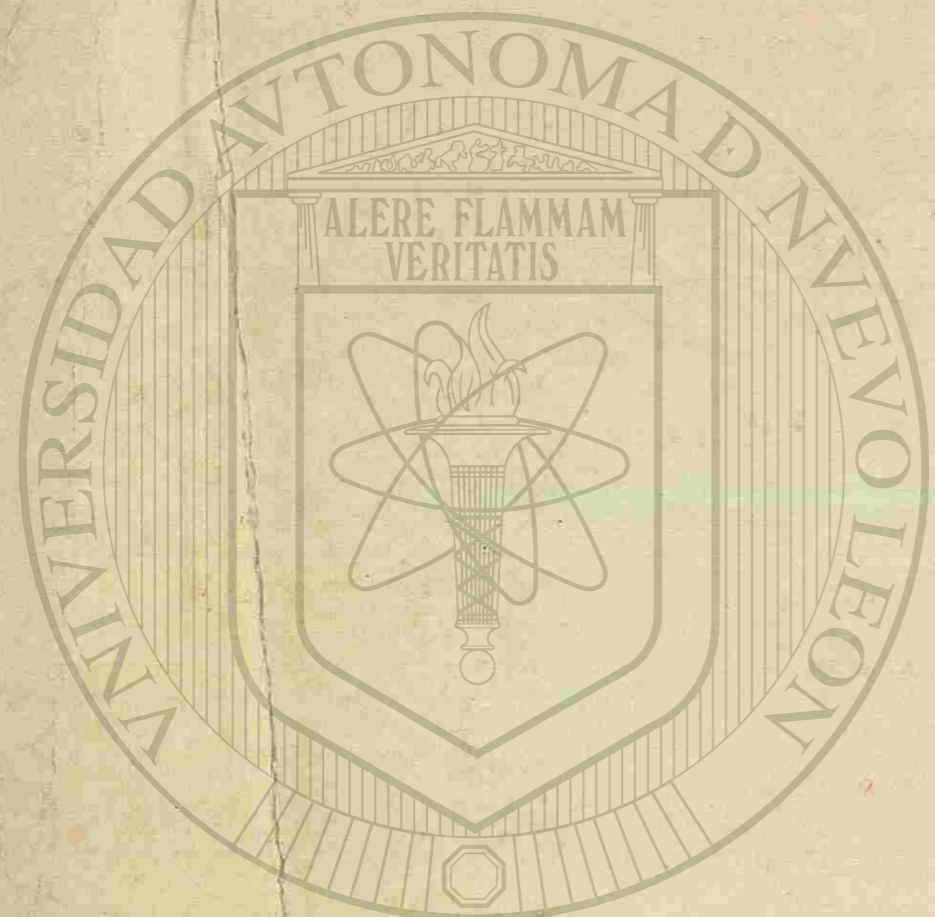
Curso: Hidrobiología aplicada a la Ingeniería

U. A. N. L.

O. S. P.

OBIDOLOGIA APLICADA A LA INGENIERIA SANITARIA

C8 QH 96



OBSEQUIO DE LA
FACULTAD DE INGENIERIA CIVIL
UNIVERSIDAD DE NUEVO LEON
MONTERREY, N. L., MEXICO.

U A N L

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

de estos
ización
ericana

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



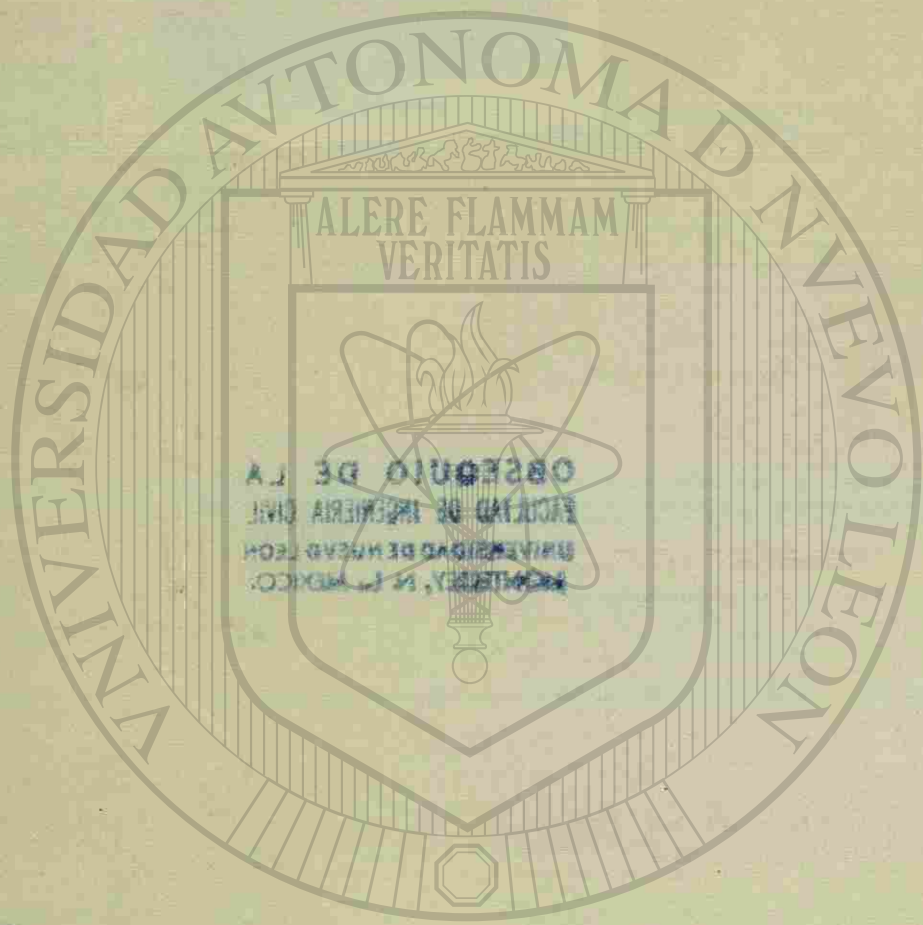
FONDO UNIVERSITARIO

84725

iería
M. L.

CAPITULO 1
Analogía. Mecánica General
Características de los
Ejes.
CAPITULO 2
El Agua como Medio de Trabajo.
CAPITULO 3
Problemas planteados por
Organización en los Alambres
de Aluminio.
CAPITULO 4
Control de Organismos en los
Ejes de Aluminio.
CAPITULO 5
Efectos Biológicos de la Po-
CAPITULO 6
Efectos Biológicos de los
CAPITULO 7
Efectos Generales por la
Fuerza de los Ejes. Mecánica de
Estructuras de los Ejes de
Aluminio.
Clasificación Técnica.

QH96
C8

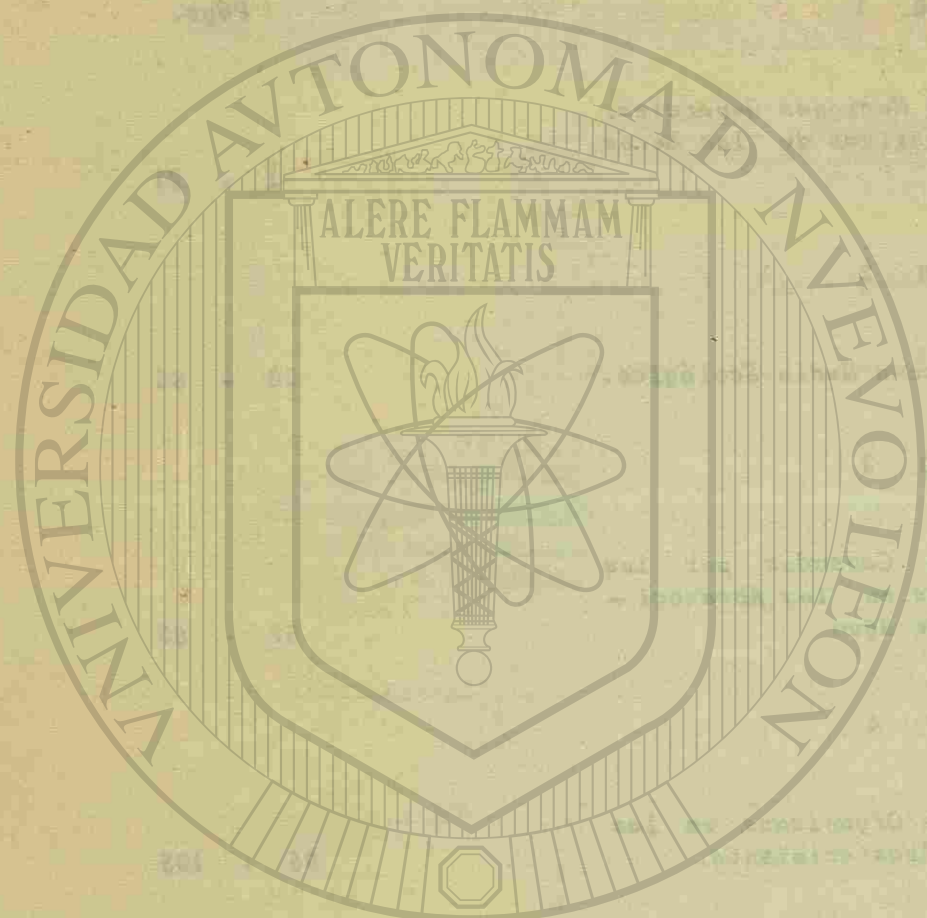


INDICE

CAPITULO	Págs.
1	
Biología. Nociones Generales. Características de los Seres Vivos.	1 - 21
2	
El Agua como Medio Ecológico.	23 - 65
3	
Problemas Causados por los Organismos en los Abastecimientos de Agua	67 - 93
4	
Control de Organismos en las Aguas de Abastecimiento.	95 - 135
5	
Efectos Biológicos de la Población.	137 - 183
6	
Depuración Biológica de las Aguas Residuales.	185 - 262
7	
Técnicas Generales para la Toma de Muestras, Recuento e Identificación de Algas de Interés Sanitario.	263 - 351
Glosario Técnico	

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

MATERIAL PRESENTADO ADICIONALMENTE EN EL CURSO
EFECTUADO EN LA FACULTAD DE INGENIERIA CIVIL -
(U.A.N.L.) DEL 18 AL 22 DE JUNIO DE 1973.

1.- Características Generales de los Seres Vivos, Clasificación:

DR. JORGE S. MARROQUIN DE LA F.

2.- El Ambiente Acuático como Ecosistema:

BIOL. HECTOR GONZALEZ AGUIRRE.

3.- Biología de las Comunidades Planctónicas, Clasificación:

BIOL. ADOLFO GONZALEZ CASTILLO.

4.- Reductores: Bacterias y Hongos. Importancia en la Biodegradación de la Materia Orgánica.

BIOL. HOMERO GARCIA CURIEL.

5.- Identificación de Bacterias Coliformes. El Esteptococo Fecal.

Q.B.P. HERMINIA MARTINEZ RODRIGUEZ.

6.- "Algicidas Potenciales, para El Control de las Algas"

Por: Jawes C. Gratteau

Tomado de la revista "Water and Sewage Works" Scranton Gillette.

Traducida por: Ing. Alejandro Ramírez Alcázar.

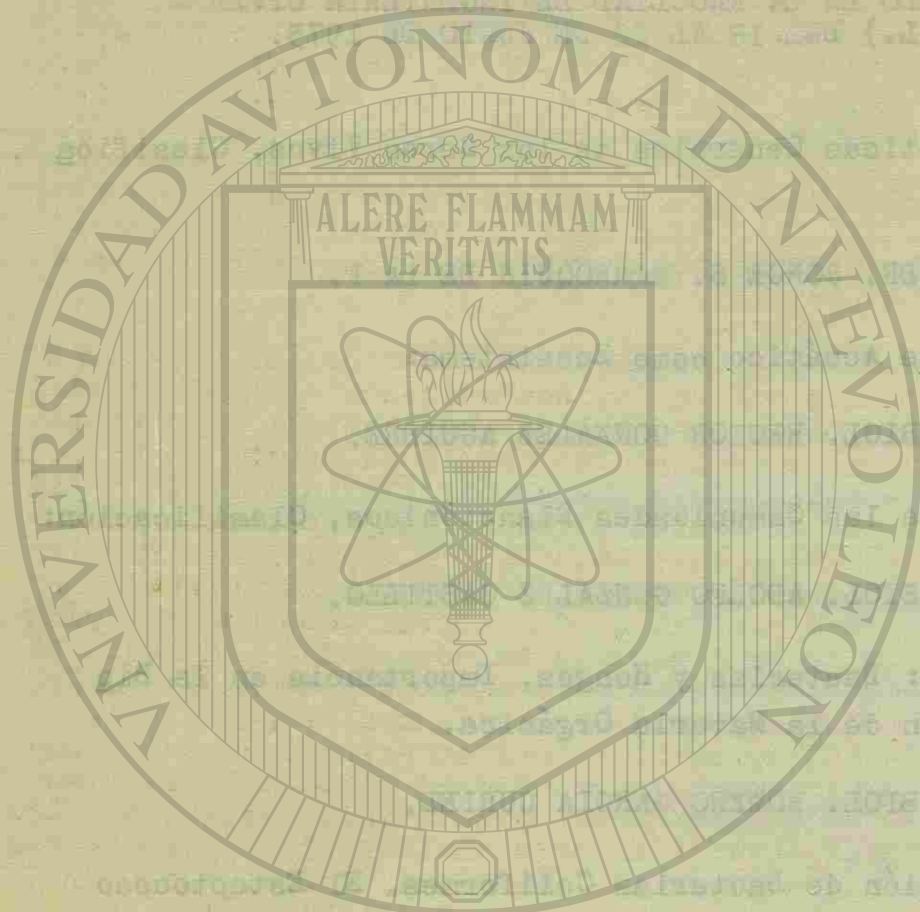
Dos palabras a los lectores peruanos.

La publicación del presente Manual es uno de los resultados de una profficua y asidua colaboración entre dos universidades: la Universidad Nacional de Ingeniería de Lima, Perú, y la Universidad de Sao Paulo, Brasil. El gran interés que fué demostrado por la Facultad de Ingeniería Sanitaria, en la oportunidad del dictado de unas cuantas charlas en Julio de 1967, además de una simpática acogida que entonces me fué proporcionada, me han impulsado a aceptar, sin titubear, en este año de 1968, la invitación de volver a este país encantador, no sólo por veinte días, sino por ocho semanas, con el propósito de dicta un Curso de HIDROBIOLOGIA SANITARIA a los alumnos de esta prestigiosa Institución.

La semejanza de los problemas, así como de los objetivos a ser logrados en los países latinoamericanos en fase de rápido e intenso desarrollo, hace con que mucha de la experiencia que he adquirido en la vida profesional y académica en mi país sea perfectamente aplicable a las condiciones del Perú. Así es que, aunque sean necesarias pequeñas adaptaciones a ciertas situaciones y necesidades locales, la mayor parte de los métodos de investigación y de aplicación utilizados en la técnica hidrobiológica brasileña pueden servir como una contribución al desarrollo de esta ciencia en este país. Además, la estrecha colaboración entre los científicos y técnicos de las dos naciones es de inestimable utilidad, con respecto a la formación de una posible escuela latinoamericana de salud pública, buscando no solamente perfeccionar métodos aplicables a nuestra condición de desarrollo, sino también establecer los principios básicos de una "filosofía sanitaria" compatible con la realidad de nuestra situación económica, social y sanitaria. Ojalá, pues, el presente trabajo sea una colaboración, aunque modesta, que sirva como un pequeño ladrillo en la construcción de esta escuela latinoamericana que empieza a ser erigida.

Muchos fueron los colaboradores, en los dos países, sin cuya ayuda yo no podría haber llegado al término de esta publicación. El texto ha sido traducido del portugués por la señorita Ingeniero Miryam Mujica Quintanilla, Jefe del Laboratorio de Bacteriología y Biología de la Facultad de Ingeniería Sanitaria. En esa labor, la Ingeniero Mujica ha procurado -y obtuvo completo éxito- traducir no solamente palabras, sino que más bien los pensamientos del autor, cosa que solamente fué posible porque ella, además de dominar perfectamente el idioma, es persona versada en la especialidad de que trata el presente libro. Así que, además del mérito de esta versión, se deben a la señorita Mujica muchas observaciones y sugerencias de carácter técnico que han contribuído a mejorar sensiblemente este Manual.

Varios de los dibujos fueron hechos por mi asistente en la Facultad de Higiene y Salud Pública, en Sao Paulo, la Bióloga Helena S. Lima Pereira, así como por mi esposa, la Bióloga Wilma Cardinale Branco. La organización de las tablas, relaciones de especies y de la bibliografía, fueron ejecutadas, en



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA

DIRECCIÓN GENERAL DE

Sao Paulo, por la señorita Heloisa Dias Baretto. A todas esas personas, el autor quiere expresar su sincera gratitud.

Finalmente, -"last but not least"- debo expresar mi reconocimiento a los profesores Doctor Guillermo Feldmuth Musso, titular del Curso de Bacteriología y Biología Sanitaria, Ing Augusto Navarro Palma, Secretario, y al Decano Ingeniero Jorge Madueño Montoya, todos de la misma Facultad de Ingeniería Sanitaria, por la invitación amable así como por todas las facilidades que me han proporcionado, sin las cuales no hubiera sido posible la ejecución tan rápida y tan cuidadosa de esta publicación.

Lima Agosto de 1968 .

SAMUEL M. BRANCO

CAPITULO 1

BIOLOGIA - NOCIONES GENERALES

CARACTERISTICAS DE LOS SERES VIVOS

1.1. Concepto de Ser Vivo.

La Biología es una ciencia que abarca a todos los seres que "poseen vida". Pero, tal limitación, que a simple vista puede parecer suficiente y completa, incluye, en realidad, algunos de los más complejos e importantes problemas de esa ciencia. Sin embargo, aunque los organismos posean, en general, características propias que los identifican en relación a todos los demás objetos, la misma definición de tales características encierra graves dificultades. Así es que, por ejemplo, aunque sea sensible, una diferencia existente entre el desarrollo de un organismo de tipo primitivo y el crecimiento físico-químico de un cristal de cloruro de sodio, no es tan simple definir esa distinción. Observación idéntica se puede hacer respecto a una distinción entre la irritabilidad de los seres vivos y algunos fenómenos de carácter físico-químico que son frecuentes en sistemas coloidales, así como con relación a la reproducción, etc.

Desde un punto de vista puramente biológico, así como por su interés ecológico y sanitario, el proceso de la nutrición merece ser encarado como fenómeno básico y característico de todos los seres vivos. Sin embargo, se puede observar que los organismos se desarrollan y reproducen a costa de compuestos químicos que sacan del medio ambiente donde viven; pero, lo que hay de característico en ese proceso - y que, además, no es observable en ningún cristal - es el hecho de que el ser vivo no saca del ambiente los mismos compuestos químicos que forman la sustancia de su cuerpo, sino que él ejecuta una acción específica sobre el ambiente de tal manera que transforma los compuestos que encuentra, en los que componen la masa de su cuerpo. Esa propiedad fundamental, de autoproducción es debida a la existencia, en los organismos, de las enzimas, que son catalizadores biológicos. La "capacidad de vida" depende, pues, de una inter-acción mutua entre el individuo y el medio ambiente.

El organismo, pues, no solamente sufre influencias del medio, sino que ejerce, además, sobre él, su influencia, de tal manera que es capaz de producir grandes modificaciones ambientales, entre las cuales son más importantes - desde el punto de vista del ambiente acuático - los cambios de naturaleza química o físico-química. Ese es, además, uno de los aspectos importantes de la relación entre un parásito y su huésped. Las relaciones existentes entre la composición física y química del medio y la frecuencia con que están presentes organismos específicos, son debidas, en primer término, a las exigencias de los organismos mismos en cuanto a la composición del medio (sustancias o compuestos alimenticios, presión osmótica, pH, etc.) y, además, se deben a los cambios

Sao Paulo, por la señorita Heloisa Dias Baretto. A todas esas personas, el autor quiere expresar su sincera gratitud.

Finalmente, -"last but not least"- debo expresar mi reconocimiento a los profesores Doctor Guillermo Feldmuth Musso, titular del Curso de Bacteriología y Biología Sanitaria, Ing Augusto Navarro Palma, Secretario, y al Decano Ingeniero Jorge Madueño Montoya, todos de la misma Facultad de Ingeniería Sanitaria, por la invitación amable así como por todas las facilidades que me han proporcionado, sin las cuales no hubiera sido posible la ejecución tan rápida y tan cuidadosa de esta publicación.

Lima Agosto de 1968 .

SAMUEL M. BRANCO

CAPITULO 1

BIOLOGIA - NOCIONES GENERALES

CARACTERISTICAS DE LOS SERES VIVOS

1.1. Concepto de Ser Vivo.

La Biología es una ciencia que abarca a todos los seres que "poseen vida". Pero, tal limitación, que a simple vista puede parecer suficiente y completa, incluye, en realidad, algunos de los más complejos e importantes problemas de esa ciencia. Sin embargo, aunque los organismos posean, en general, características propias que los identifican en relación a todos los demás objetos, la misma definición de tales características encierra graves dificultades. Así es que, por ejemplo, aunque sea sensible, una diferencia existente entre el desarrollo de un organismo de tipo primitivo y el crecimiento físico-químico de un cristal de cloruro de sodio, no es tan simple definir esa distinción. Observación idéntica se puede hacer respecto a una distinción entre la irritabilidad de los seres vivos y algunos fenómenos de carácter físico-químico que son frecuentes en sistemas coloidales, así como con relación a la reproducción, etc.

Desde un punto de vista puramente biológico, así como por su interés ecológico y sanitario, el proceso de la nutrición merece ser encarado como fenómeno básico y característico de todos los seres vivos. Sin embargo, se puede observar que los organismos se desarrollan y reproducen a costa de compuestos químicos que sacan del medio ambiente donde viven; pero, lo que hay de característico en ese proceso - y que, además, no es observable en ningún cristal - es el hecho de que el ser vivo no saca del ambiente los mismos compuestos químicos que forman la sustancia de su cuerpo, sino que él ejecuta una acción específica sobre el ambiente de tal manera que transforma los compuestos que encuentra, en los que componen la masa de su cuerpo. Esa propiedad fundamental, de autoproducción es debida a la existencia, en los organismos, de las enzimas, que son catalizadores biológicos. La "capacidad de vida" depende, pues, de una inter-acción mutua entre el individuo y el medio ambiente.

El organismo, pues, no solamente sufre influencias del medio, sino que ejerce, además, sobre él, su influencia, de tal manera que es capaz de producir grandes modificaciones ambientales, entre las cuales son más importantes - desde el punto de vista del ambiente acuático - los cambios de naturaleza química o físico-química. Ese es, además, uno de los aspectos importantes de la relación entre un parásito y su huésped. Las relaciones existentes entre la composición física y química del medio y la frecuencia con que están presentes organismos específicos, son debidas, en primer término, a las exigencias de los organismos mismos en cuanto a la composición del medio (sustancias o compuestos alimenticios, presión osmótica, pH, etc.) y, además, se deben a los cambios

producidos en el ambiente, por los organismos mismos, como un resultado de la asimilación de unos compuestos y producción de otros.

1.2. Organismos Vegetales y Animales.

Otro problema importante, respecto a la naturaleza de los seres vivos, surge cuando se trata de establecer una clara distinción entre los reinos animal y vegetal. No hay ninguna dificultad en cuanto a distinguir organismos de organización superior, en la escala de los seres (como por ejemplo, un árbol como vegetal, o un mamífero como animal), pero, cuando se buscan en los seres de naturaleza más primitiva (como protozoarios, hongos y algas microscópicas) las características que permitirían, con exactitud, situarlos en uno u otro reino, encontramos dificultades casi insuperables. Las características más importantes de todos los vegetales superiores, tales como: ausencia de locomoción, presencia de clorofila y de celulosa, pueden faltar totalmente en seres inferiores que, sin embargo, por muchos de sus caracteres morfológicos y funcionales no pueden ser calificados como animales. Además, son muchos los organismos que poseen características ambiguas en tal grado que no pueden ser clasificados como animales y tampoco como vegetales. Así, por ejemplo, entre los seres flagelados, hay muchos que, además de características típicamente animales (como locomoción, y organelas sensibles a la presencia de luz, como si fueran pequeños "ojos") poseen, sin embargo, clorofila vegetal y membrana de celulosa en sus células.

Para los fines de la Hidrobiología Sanitaria se debe adoptar un criterio ecológico de distinción, basado sobre todo en las consecuencias respecto a la composición del agua de la proliferación ya sea de animales o de vegetales. En efecto, la más importante distinción que se puede hacer entre los animales y los vegetales está basada en su proceso de nutrición, y los dos tipos fundamentales de nutrición los definen sensiblemente en cuanto a los cambios que producen en la calidad de las aguas o del ambiente en general.

Se ha visto que la nutrición es una propiedad general a todos los seres vivos. Pero, esa nutrición puede ser realizada de dos maneras fundamentales y distintas. La primera es denominada nutrición autotrófica, característica de los seres vegetales y se basa en la capacidad que tienen de sintetizar compuestos orgánicos, a partir de cuerpos de naturaleza inorgánica. El segundo proceso es más característico de los animales, aunque se ha encontrado en muchos vegetales inferiores -como hongos y algunas bacterias- y se denominan nutrición heterotrófica. Los seres heterótrofos no tienen la capacidad de sintetizar compuestos orgánicos y, por eso, necesitan nutrirse de esos compuestos, ya formados, y transformarlos en los compuestos que constituyen sus propios cuerpos.

Los vegetales en general, además de sintetizar materia orgánica, no expenden mucha energía y, por tanto, no consumen gran cantidad del material sintetizado: lo acumulan en grandes masas, alcanzando un gran desarrollo en tamaño, o bien una reproducción muy intensa. En cambio, los animales tienen una tendencia a desplazarse constantemente, consumiendo energías que obtienen por desdoblamiento, o por "gasto" de la mayor parte del material orgánico ingerido, que es su "combustible". Esa combustión es la respiración, la cual es mucho más intensa en los animales que en los vegetales.

Las consecuencias de la autotrofia y de la heterotrofia para el ambiente acuático son, pues, diametralmente opuestas. Los seres autótrofos enriquecen el medio en materia orgánica y, además, pueden producir oxígeno, como se verá más adelante; en cambio, los heterótrofos, consumen la materia orgánica, así como el oxígeno del ambiente. De esa forma, aunque se reconozcan muchas excepciones a esa regla general de la autotrofia de los organismos vegetales, esa distinción basada en el proceso de nutrición, es muy importante desde el punto de vista ecológico o sanitario.

1.3. Morfología General de los Seres Vivos.

Cuando los distintos organismos son agrupados según escala filogenética, es decir, una secuencia basada en el orden cronológico de su apareamiento en la Tierra, se puede fácilmente observar la existencia simultánea de una secuencia estructural, desde los seres más simples, que son los más antiguos o primitivos, hasta los de organización más compleja, que son los más recientes. Se puede decir que la tendencia existente, en los seres vivos, de conquistar nuevos ambientes ha creado una diversificación de formas, cada vez más complejas, adaptadas a nuevas condiciones y a situaciones diversas. Es común de hablar de formas "superiores" y de formas "inferiores", teniendo en cuenta tan solamente el punto de vista del grado de complejidad, pero desde el punto de vista de la adaptabilidad, o de la capacidad de sobrevivencia, todos son igualmente perfectos, puesto que siguen vivos. Así es como un protozoo por ejemplo, aunque no tenga toda la complejidad estructural de un mamífero, es capaz de realizar todas las actividades vitales que este último ejecuta y, además, con la ventaja de la economía de material.

Además de la historia evolutiva de la especie o del grupo, la morfología de los seres vivos refleja las condiciones a las cuales el organismo se ha adaptado: si es un animal que vuela, debe poseer alas; si es acuático, posee aletas y vejiga natatorias, respiración por branquias, etc.; si vive en cavernas puede ser ciego. Entre los vegetales hay muchos que ya no poseen hojas, por haberse adaptado a condiciones de parásitos, viviendo de la savia que extraen de su huésped. Lo mismo sucede con los animales artrópodos que debido a sus hábitos parasitarios ya no poseen sus órganos locomotores, etc. Por este motivo, a veces organismos que pertenecen a un mismo grado de la escala evolutiva pueden ser muy distintos entre sí, por sus adaptaciones a distintas maneras de vivir.

1.3.1. La Célula y la Diferenciación Celular.

La célula es la más elemental unidad con posibilidad de vida independiente. Sin embargo, existen seres que no poseen los elementos normales de una célula y pueden vivir, aunque no de manera independiente. Eso es lo que ocurre, por ejemplo, con los virus, los cuales tienen capacidad para reproducirse, pero que no pueden hacerlo a no ser de que sea como parásitos, es decir, cuando se hallan en el interior de células de un huésped y eso porque no poseen las enzimas necesarias para la realización de las actividades bioquímicas mínimas indispensables a su nutrición y reproducción.

La forma y la dimensión de las células es muy variable. Se pueden distinguir formas más o menos rígidas y simétricas en las células de los vegetales, que poseen una membrana rígida de celulosa; pero, en los tejidos animales en general las células se hallan comprimidas unas por las otras y como no poseen un envoltorio rígido, cambian su forma. Con respecto a las dimensiones, hay células tan pequeñas como ciertas bacterias, no mayores que 0.4 de micra de diámetro, así como las hay con varios centímetros como la yema del huevo de las aves, o aún largas, como las fibras nerviosas.

La materia celular está constituida por una sustancia coloidal, semifluida, llamada protoplasma. Este se halla encerrado en una membrana que, en general, no es nada más que una porción condensada del mismo material protoplasmático. En los vegetales, todavía, puede existir, además de esa membrana, otro envoltorio, externo, de celulosa y pectina, que constituye la membrana celulósica. Ella es responsable de la rigidez de las estructuras vegetales y, en ciertos casos puede llegar a tener un gran espesor, o ser reforzada por placas espesas, como ocurre en ciertas algas cloroflageladas del grupo de las dinoflageladas (por ej: Peridinium).

En el protoplasma celular, se puede distinguir una región más condensada, la cual es denominada núcleo, rodeada por la masa restante que viene a ser el citoplasma. Además, pueden reconocerse algunas estructuras muy características, como por ejemplo: los plastos o plastidios, que son corpúsculos con forma y número variables, los cuales, en general, contienen los pigmentos de la célula, como la clorofila. En este caso, reciben la denominación especial de cloroplastos o también cromatóforos y pueden tener formas características que, a veces, sirven para la identificación de una especie o aún de un género. Estas formaciones tienen papel fundamental en la fisiología de los vegetales, pues son los elementos responsables del aprovechamiento de la energía luminosa en el fenómeno de la fotosíntesis. Además de los cloroplastos, pueden existir muchas otras variedades de plastos, como por ejemplo, los amiloplastos, que contienen almidón, que es la principal forma de reservar los alimentos en los vegetales en general.

Además de los plastos, pueden encontrarse en el citoplasma los vacúolos, los cuales tienen el aspecto de burbujas, que

contienen sustancias líquidas o gaseosas, como grasas, soluciones acuosas o gases. En muchos protozoarios de aguas dulces, así como en algas flageladas, hay vacúolos denominados vacúolos contráctiles o pulsativos, que se contraen de manera rítmica expulsando periódicamente al exterior de la célula una parte del agua que se infiltra en el protoplasma. Esto tiene la función de mantener constante el valor osmótico de la célula y, además, impedir su ruptura por exceso de agua.

Con frecuencia se puede distinguir además, en el citoplasma, una parte exterior, más clara y transparente, llamada ectoplasma y una parte más interna y concentrada, denominada endoplasma.

El núcleo tiene una importancia vital para la célula y para el organismo, pues contiene las estructuras y sustancias responsables de la reproducción y transmisión de los caracteres hereditarios. Esas estructuras son denominadas cromosomas, y son formadas principalmente de proteínas y ácidos nucleicos. Los cromosomas presiden a la división celular incluso en la formación de células reproductoras y contienen los genes, que son los elementos estructurales transportadores de los caracteres peculiares de la especie. En general, una célula posee un solo núcleo, pero hay excepciones, principalmente en algunos grupos de protozoarios.

Las células pueden mantener distintos grados o tipos de relación entre sí. En los organismos pluricelulares o sea, los que son formados de tejidos y órganos con estructura celular, puede observarse una relación muy íntima, además de una estrecha interdependencia entre las diferentes células que lo componen. En cambio, hay células que se mantienen independientes por toda su vida, constituyendo así, organismos unicelulares, como son por ejemplo, los animales del grupo denominado protozoarios y muchos vegetales, como las bacterias, varios hongos y un gran número de algas. Entre los dos extremos, hay situaciones intermediarias representadas por las colonias.

En un organismo unicelular, la célula única debe ejecutar todas las funciones necesarias al mantenimiento de la vida: captación, digestión y distribución de los alimentos, reproducción, locomoción, etc. Se dice, pues, que es una célula totipotente, y, para el desarrollo de todas esas funciones, ella posee orgánulos, o sea organitos sin estructura celular, responsables por actividades específicas, como por ejemplo, los cilios o los flagelos encargados de la locomoción; los estigmas y ocelos fotorreceptores, que son manchitas rojas en forma convexa, redondeada, los cuales ejercen la función de "ojos" para percepción de la presencia o ausencia de luz, etc.

En cambio, en los organismos pluricelulares, las diferentes células que lo componen se han especializado en la ejecución de actividades especiales y se puede hablar de una civi-

sión de trabajo. Así como en una industria moderna se han creado obreros que desarrollan actividades muy específicas, en lugar de los antiguos profesionales que eran "totipotentes" en su profesión, en un organismo pluricelular hay, también, en un grado muy elevado, la especialización o diferenciación celular. Pero, como la célula trabaja solamente empleando los recursos de su propia estructura -pues no utiliza herramientas, como los obreros- esa especialización es acompañada de una transformación morfológica, de tal manera que cada tipo de célula especializada en una función, tiene la forma más compatible con la ejecución de su actividad. Así es como, por ejemplo, una célula nerviosa, cuya función es la de transmitir flujos o impulsos nerviosos, tiene la forma de un alambre, en cuanto que las células epiteliales -vegetales o animales- cuya función es de protección, tienen la forma de ladrillos.

Las colonias son reuniones permanentes de organismos unicelulares, o sea, reuniones de células que mantienen sus características de totipotencia. No hay división de trabajo y, por tanto, no existe diferenciación celular. Además, no se observan, en las colonias, relaciones de carácter estructural entre las diversas células que la componen. Sin embargo, esas formaciones tienen un carácter permanente y nunca se encuentran aislado un organismo que normalmente es colonial. Muchas de ellas poseen forma definida y número constante de células.

1.3.2. Tejidos, Organos y Sistemas.

Células diferenciadas, con un mismo tipo de especialización se hallan, en general, reunidas, constituyendo una estructura que se denomina tejido. Hay, pues, en un organismo pluricelular, distintos tipos de tejidos, cada cual desempeñando en el conjunto, un cometido especial: tejidos epiteliales, que tienen la función de proteger la superficie externa de un organismo animal o vegetal, están formados de células epiteliales que, como ya se ha visto, tienen su forma aplanada, como ladrillos; en cambio, los tejidos musculares, que ejercen una función de contracción, para producir movimientos en un animal, son formados de células musculares, de forma alargada (como cilindros o como husos), muy elásticas; y los tejidos conductores de la savia, en las plantas superiores, están constituidos de células cilíndricas, muertas, que han perdido su contenido protoplasmático (restando apenas la membrana de celulosa muy espesada) para asumir la forma de tubos huecos, más compatible con la función de transportar los jugos nutritivos.

Los tejidos, a su vez, componen estructuras más complejas denominadas órganos. Los órganos pueden desempeñar una o más funciones y, además, pueden estar formados de un solo tipo de tejido (como por ejemplo el cerebro de los animales) o de varios tejidos asociados (como una hoja de un vegetal superior). Finalmente, los órganos entre sí pueden estar asociados, constituyendo los sistemas o aparatos, que son definidos como conjuntos de órganos o de partes orgánicas que concu-

rren a un fin. En general son considerados como sistemas los conjuntos más uniformes en cuanto a los tipos de órganos que los constituyen (ej: sistema nervioso; aparato digestivo).

1.4. Nociones de Fisiología General.

La célula, además de unidad estructural es, también una unidad funcional. De la misma manera como un organismo pluricelular completo desempeña una serie de actividades indispensables a su vida, tales como: nutrición, crecimiento, reproducción, etc., cada una de las células, en particular, posee una fisiología propia. La fisiología de un ser unicelular incluye todas esas funciones vitales propias del organismo pluricelular; en cambio, entre las diferentes células que componen un cuerpo pluricelular, existe, como ya se ha visto anteriormente una interrelación y una división de trabajo, lo que puede conducir a la pérdida o atrofia de algunas estructuras y funciones, para permitir un mayor desarrollo o perfeccionamiento de otras. Así es, como, por ejemplo, los glóbulos rojos de la sangre de los mamíferos son células que han perdido su núcleo para permitir un mayor aprovechamiento de su espacio en la conducción del oxígeno o del anhídrido carbónico en la respiración; pero, en consecuencia, ya no tienen la propiedad de reproducirse y, además, tienen una vida mucho más corta. Lo mismo se puede observar en las células conductoras de la savia en las plantas superiores, como ya se ha mencionado anteriormente.

El organismo es un sistema complejo, compuesto de órganos y sistemas integrados, en la realización de actividades indispensables a la formación y desarrollo del organismo mismo, de su mantenimiento y preservación y de su reproducción, como proceso de perpetuación de la especie. Los procesos empleados por las distintas clases de organismos pueden variar mucho, en función del grado de desarrollo estructural que poseen, o del ambiente específico donde deben vivir. Así, las necesidades de protección fisiológica contra la pérdida de agua, en un organismo terrestre, son sensiblemente distintas de las de un ser habitante de aguas dulces o de aguas saladas, y el proceso utilizado en esa protección, por un pez de agua salada es completamente distinto del empleado por un protozoo que vive en ese mismo ambiente. Pero, aunque sean distintos los mecanismos empleados -los cuales dependen de las estructuras existentes- los principios básicos, de naturaleza física y química, son esencialmente los mismos.

La formación y el desarrollo de un organismo depende sobre todo, de la nutrición y respiración; la protección, además de contar con estructuras protectoras, está asegurada por mecanismos fisiológicos de adaptación y de reacción a los cambios del ambiente, los cuales constituyen la propiedad general de la irritabilidad; la perpetuación de la especie, que es el "objetivo final" de las dos actividades precedentes, es realizada a través de los procesos de reproducción.

1.4.1. Nutrición.

Todos los seres vivos deben tener la capacidad de transformar las sustancias obtenidas del ambiente, en sustancias que componen su propio cuerpo. Las dos finalidades principales de ese proceso son: a) obtener material para su autoconstrucción y b) obtener compuestos químicos de alto valor energético potencial para la realización de sus actividades motoras y otras reacciones que consumen energía.

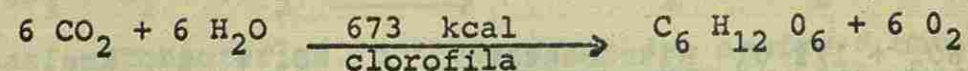
La obtención de moléculas de gran contenido energético constituye el punto neurálgico de la nutrición. Esa obtención puede ser realizada, por los organismos, mediante dos procesos fundamentalmente distintos: el primero, de la síntesis orgánica, o sea, la construcción de las moléculas de alto contenido energético, por el organismo mismo, tomando como fuente de carbón el anhídrido carbónico y, como fuente de energía, la luz del ambiente, o la energía desprendida por reacciones químicas exotérmicas; el segundo proceso, mucho más simple, pero que depende de la preexistencia del anterior, consiste en la toma, del ambiente, de moléculas orgánicas preformadas. El primer camino fué el seguido por la mayor parte de los organismos vegetales; el otro fué preferido por todos los animales.

1.4.1.1. Fotosíntesis y Quimosíntesis en los Organismos Autótrofos.

La transformación de los compuestos de estructura molecular simple en compuestos complejos, de elevado contenido energético, necesita, pues, la introducción de energía. Esa energía puede provenir de dos tipos de fuentes: la luz - caso en que el proceso recibe la denominación de fotosíntesis - o una reacción química paralela a la síntesis y, en ese caso es denominado quimosíntesis.

Los vegetales que poseen el pigmento verde denominado clorofila, incluso todas las algas, se nutren por el proceso de fotosíntesis. La clorofila, como ya se ha visto, está localizada en estructuras especiales dentro de la célula vegetal, denominadas cloroplastos (excepto las algas verdeazuladas que poseen la clorofila distribuida igualmente por todo el protoplasma). Ese pigmento es el único capaz de realizar la transformación de la energía luminosa en energía química. Otros pigmentos que generalmente existen en la célula, como la ficoeritrina (roja), la ficocianina (azul) y varios carotinoides (amarillos o anaranjados) pueden ser responsables por colores distintos de los talos de algas o aún de las hojas de una planta superior, pero están siempre asociados a la clorofila. Esos pigmentos accesorios a veces tienen una función relacionada con la fotosíntesis, como es la de cambiar, por fluorescencia, la calidad de la luz que reciben. Esto tiene mucha importancia en ciertas algas que viven a grandes profundidades, donde no reciben luz de una longitud de onda apropiada para la realización de la fotosíntesis.

En la reacción general de la fotosíntesis, el anhídrido carbónico es extraído del aire atmosférico (o del aire disuelto en el agua) y se combina con el agua, originando glucosa y como subproducto, el oxígeno. En esta reacción, son consumidas 673 kilocalorías (obtenidas de la luz del ambiente) para la formación de cada molécula-gramo de glucosa.



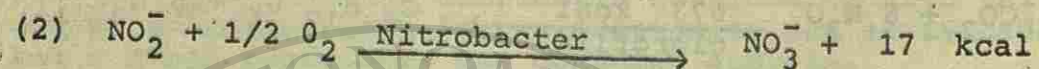
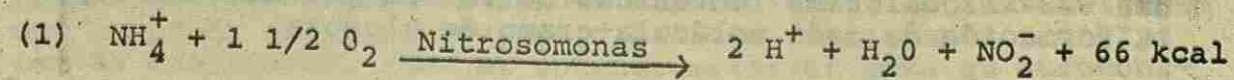
Parte del oxígeno producido en la reacción es consumida por la respiración de la planta y el resto es liberado en el ambiente. Como la reacción de síntesis se hace en mucho mayor proporción que la respiración, hay un saldo de oxígeno que va a enriquecer el aire del ambiente. Sin embargo, aunque la fotosíntesis no puede realizarse por la noche, la cantidad de oxígeno liberada en el período en que la planta recibe luz es suficiente para satisfacer a toda la demanda respiratoria vegetal y animal, durante las 24 horas, sobre la superficie terrestre o en el ambiente acuático. Se puede afirmar, sin embargo, que todo el oxígeno libre existente en la atmósfera terrestre es debido a la actividad fotosintética de los vegetales.

En el ambiente acuático los vegetales sumergidos - principalmente las algas - son los principales responsables de la oxigenación del medio. Sin embargo, la simple aireación a través de la superficie, por el aire atmosférico no siempre es suficiente para la oxidación biológica aerobia de los compuestos orgánicos. Así es como, en las aguas estancadas, donde no hay movimiento del líquido, la fotosíntesis puede tener un papel extraordinariamente importante en la estabilización de los desagues, o de la materia orgánica en general. Por ese motivo, las algas desempeñan función de gran importancia en los fenómenos de autopurificación de los ríos y en los sistemas de tratamiento de desagues por lagunas de estabilización. (Véase Capítulo 6).

Pero, en otro aspecto, la producción fotosintética de materia orgánica puede resultar inconveniente para un agua que es destinada al abastecimiento. El enriquecimiento del agua en compuestos orgánicos puede originar problemas de tratamiento y de calidad de las aguas potables. Problemas de olor, sabor, toxicidad y varios otros pueden ser provocados por ese factor. Además, otros inconvenientes pueden resultar de la fotosíntesis en el agua: el consumo del anhídrido carbónico, por ejemplo, puede llevar a una elevación del pH, así como a la precipitación de carbonatos, etc. fenómenos que serán estudiados con más detalle en los capítulos siguientes.

La quimosíntesis es un proceso de nutrición autotrófica en el cual el organismo se sirve de reacciones químicas exotérmicas como fuente de la energía necesaria para la transformación de los compuestos de estructura molecular simple en compuestos de estructura compleja. Las bacterias más conoci-

das como quimosintéticas son las que se encuentran en el suelo y realizan la oxidación del ión amonio, transformándolo en nitritos (Nitrosomonas) y las que transforman los nitritos en nitratos (Nitrobacter) según las reacciones:



Esas bacterias tienen gran importancia agrícola, en relación a la producción de nitratos que constituyen, en general, la única fuente de nitrógeno utilizada por las plantas superiores. En el tratamiento de los desagües, esas bacterias ejercen un papel muy importante como agentes estabilizadores de compuestos nitrogenados, en el proceso denominado nitrificación, el cual será mejor enfocado en el Capítulo 6.

Ya en 1877-1879, en Francia, Schloesing y Muntz, hicieron pasar desagües por un tubo que contenía una mezcla de suelo arenoso y yeso, demostrando que después de 20 días de experimentos, no salía más amoníaco, en el extremo inferior del tubo, sino que se producía una gran cantidad de nitratos. Esa transformación seguía efectuándose por muchos meses. En cambio, cuando se agregaba cloroformo o agua hirviendo, el amoníaco no sufría ninguna transformación. Sin embargo, los cambios químicos empezaban de nuevo a realizarse cuando, después, de la esterilización, se colocaba una pequeña cantidad de suelo fresco. Esos investigadores adoptaron la denominación de nitrificación para el fenómeno y lo consideraron como de carácter biológico. Otros científicos llegaron, más tarde, a comprobar que el proceso, en realidad, se desarrollaba en 2 etapas y que, efectivamente, tratábase de dos tipos distintos de microorganismos responsables de esas reacciones bioquímicas.

Pero, muchos experimentos infructíferos fueron hechos en la tentativa de aislar las bacterias responsables de ese fenómeno. El método empleado en esas tentativas fué el del cultivo en placas con gelatina nutritiva, recién introducido por Koch, el cual se basaba en una premisa de que todas las bacterias son heterótrofas. En 1890-1891, un joven científico ruso, Winogradsky, resolvió el problema, partiendo de una suposición que revolucionaba algunos de los conceptos fundamentales en bacteriología. Supuso que la oxidación del amoníaco por las bacterias liberaba energías que eran utilizadas por las bacterias en la síntesis de compuestos orgánicos para su nutrición. Así empezó a cultivar las bacterias en medios de cultivo que contenían carbonatos (es decir, reservorios de anhídrido carbónico) como única fuente de carbono. Como resultado, además del descubrimiento de la quimosíntesis, llegó a comprobar que la materia orgánica ejerce un efecto inhibitorio sobre el desarrollo de las bacterias nitrificantes.

Otras bacterias quimosintéticas, de importancia sanitaria son: las ferrobacterias (Crenothrix, Gallionella, etc.) que oxidan el hierro o el manganeso disueltos en el agua y lo precipitan en forma de hidróxido insoluble, a veces en el interior de una tubería, provocando su obstrucción:



Las sulfobacterias, o "bacterias del azufre" obtienen la energía para su síntesis orgánica, mediante la reacción:



Estas bacterias (Beggiatoa, Thiothrix) pueden vivir en ambientes muy polucionados (pero no anaerobios, a no ser las que son fotosintetizantes, véase Capítulo 6), ricos en hidrógeno sulfurado y precipitan azufre en el interior de sus células en forma de cristallitos visibles al microscopio. Esas, (así como las ferrobacterias) pueden llegar a formar depósitos mineralógicos de importancia económica. Ese proceso no debe ser confundido con la actividad de ciertas bacterias anaerobias heterótrofas "sulfato-reductoras" (Ej: Desulfovibrio) que tienen la capacidad de transformar sulfatos en hidrógeno sulfurado, con la finalidad de obtener oxígeno para su respiración.

1.4.1.2. Nutrición de los Organismos Heterótrofos.

Los organismos heterótrofos necesitan obtener del medio sustancias de estructura molecular compleja, ya formadas, tales como: hidratos de carbono, grasas y proteínas. Sin embargo, el método de nutrición no consiste en una simple incorporación de esas sustancias, pues el organismo no encuentra en el medio exactamente las mismas proteínas y otros compuestos que forman su cuerpo. Es necesario, pues, que las sustancias tomadas al ambiente sean fragmentadas mecánicamente y, después, sus moléculas sean sometidas a la acción química de enzimas especiales para que sean rotas y transformadas en compuestos más simples, como aminoácidos y otros elementos los cuales, pasando al interior de las células, serán, otra vez resintetizadas para formar nuevas moléculas, pero con estructura y composición características del organismo. Ese proceso, en conjunto, recibe la denominación de digestión y puede ser subdividido -aunque sólo desde el punto de vista didáctico y no fisiológico- en distintas fases: toma de alimentos en el medio; reducción mecánica; digestión química y absorción seguida de la eliminación de los desechos.

1.4.1.2.1. Toma de Alimentos y Reducción Mecánica.

El alimento puede ser tomado en forma líquida (solución), en forma de pequeñas partículas o como masas sólidas de mayor tamaño. Para cada una de esas clases de alimentos hay una serie de distintos aparatos de toma que constituyen especializaciones de los diferentes grupos de vegetales y, principalmente, de animales.

Alimentos líquidos son utilizados principalmente por los vegetales, pero rara vez por los animales: algunos protozoarios, gusanos (sobre todo parásitos, como las Taenias, por ejemplo) que absorben el alimento por la superficie del cuerpo y otros que se alimentan con la savia de los vegetales, con el néctar de las flores, etc., los cuales poseen aparatos especiales para cada caso. Muchos de los animales acuáticos, se alimentan de partículas en suspensión y poseen órganos u orgánulos especializados en la captación (ej: pseudópodos y tentáculos) o en provocar un remolino en el agua de tal manera que las partículas sean conducidas a la boca (los cilios de algunos protozoarios).

Los animales que se alimentan con cuerpos sólidos de mayores dimensiones poseen, generalmente, órganos que emplean en una reducción física de su tamaño, hasta reducirlos a partículas pequeñas. Esos órganos pueden ser los dientes, o un órgano interno, como la molleja de las aves o de algunos invertebrados. Sin embargo, en muchos animales no hay esa fase de digestión mecánica. Las arañas y las culebras, por ejemplo, poseen órganos especiales para inyectar los jugos digestivos en los animales que les sirven de alimento, efectuando una digestión química externa. Los vegetales heterótrofos (hongos y muchas bacterias) proceden de manera semejante: liberan enzimas en el medio y, así, pueden convertir en líquido los alimentos antes de absorberlos.

1.4.1.2.2. Digestión Química.

Las moléculas orgánicas, de gran tamaño, no pueden pasar por las membranas celulares del aparato digestivo de las células que las deben recibir. Además, los compuestos ingeridos no son los mismos que van a componer el protoplasma de esas células, es decir, la materia viva del organismo. Deben pues, ser transformadas químicamente, con el propósito de formar compuestos más sencillos, de moléculas más pequeñas, los cuales deben pasar a la sangre o ser conducidos directamente a las células de todo el cuerpo. Los principales agentes químicos que toman parte en esa digestión son las enzimas, que tienen un papel de catalizadores de las reacciones bioquímicas. Las enzimas en general son muy específicas en su actividad, es decir, que una enzima sólo ejerce su acción sobre un compuesto determinado. Además, para realizar su acción, exigen un medio también específico, con relación al pH y otras características, o sea que hay enzimas que solo actúan en pH ácido y otras en pH alcalino. Por esa razón, la digestión química se hace en etapas distintas, caracterizadas por el pH y por los tipos de enzimas en actividad y esas etapas se dan, muchas veces, en órganos especiales. En general, en los animales superiores, la digestión en medio ácido es hecha en un órgano denominado estómago que, además de producir ciertas clases de enzimas, contiene glándulas secretoras de ácido (como por ejemplo el ácido clorhídrico) y la digestión alcalina es realizada en los intestinos. En otros seres, aunque sea variable la estructura de los órganos de la digestión, se puede recono-

cer las distintas etapas químicas de la digestión. Hasta en un simple protozoario se puede observar, con el empleo de técnicas especiales, la existencia de una etapa ácida y de una etapa alcalina, que se desarrollan en una misma vacuola digestiva que es su órgano transitorio de digestión.

1.4.1.2.3. Absorción.

El alimento ingerido, después de reducido a moléculas de pequeñas dimensiones, debe ser absorbido, o sea que debe pasar a través de las paredes del aparato digestivo y penetrar en la corriente circulatoria (o citoplasmática, cuando se trata de seres unicelulares) que lo distribuye a todas las partes del organismo. Las moléculas serán, entonces, absorbidas por las células de los tejidos, donde se produce una nueva síntesis de moléculas de proteínas, grasas, etc., formadoras de nuevas células, además de otras moléculas que serán almacenadas o consumidas en el proceso respiratorio para la producción de la energía necesaria a las actividades orgánicas, locomotoras, etc.

1.4.2. Respiración.

La respiración es un fenómeno de oxidación bioquímica de los compuestos de estructura molecular compleja, y es realizada con la finalidad de liberar su elevado contenido de energía potencial. Una oxidación no es, necesariamente, una combinación de una sustancia con el oxígeno. La pérdida de átomos de hidrógeno (o, más bien, la pérdida de electrones) es lo que más caracteriza a ese tipo de reacción. Pero el hidrógeno perdido por un compuesto (que vuelve a ser oxidado) debe ser transferido a otro compuesto, que recibe la denominación de aceptor de hidrógeno. Cuando, en la respiración, el aceptor de hidrógeno es el oxígeno libre, el fenómeno es denominado respiración aerobia; en cambio, cuando la respiración es realizada en ausencia de oxígeno libre, se dice que se trata de una respiración anaerobia. En ese caso, el aceptor de hidrógeno puede ser un compuesto orgánico, o una sal mineral (nitratos, sulfatos) o simplemente el anhídrido carbónico. La respiración anaerobia es también llamada respiración intramolecular, o fermentación.

1.4.2.1. Respiración Aerobia.

La respiración en medio aerobio se hace en una reacción química de oxidación que es opuesta a la de la fotosíntesis y puede ser expresada de la forma siguiente:



O sea que la glucosa es oxidada, en presencia del oxígeno libre (o disuelto) que, en este caso, es el aceptor de hidrógeno. Para que esa reacción sea posible es necesaria la existencia de enzimas respiratorias, que son los catalizadores de

la reacción. La glucosa es obtenida, en el organismo, por transformación de una parte de los alimentos que fueron ingeridos (o sintetizados). Como subproducto de esa reacción, hay formación de anhídrido carbónico que es liberado en el ambiente. Como el anhídrido carbónico no es susceptible de oxidación (o sea que es un producto estable), se puede decir que toda la energía disponible de la molécula (673 kcal por molécula-gramo) fué aprovechada, es decir que el proceso aerobio es de máximo rendimiento. En un vegetal fotosintetizante la reacción de síntesis se hace en una razón aproximadamente 20 veces más grande que la reacción contraria, de respiración. Por ese motivo, hay un saldo de oxígeno en el ambiente y, además, gran parte de la materia orgánica sintetizada se queda en el organismo mismo, sin que sea oxidada por la respiración. La más importante de las formas de reserva alimenticia de los vegetales es el almidón y en los animales, las grasas. Esas reservas, en el momento en que sea necesaria la producción de energía para las actividades del organismo, son transformadas en glucosa la que es oxidada en la respiración.

En los ambientes terrestres y acuáticos, continuamente son observables fenómenos de oxidación natural de la materia orgánica. Pero, como se ha visto, esas oxidaciones naturales solamente pueden producirse (a no ser en una combustión) en presencia de catalizadores, que son las enzimas respiratorias de los seres vivos. Se trata, pues, de un fenómeno respiratorio realizado por organismos que habitan esos ambientes, o sea que las bacterias, hongos, protozoarios, etc. producen las enzimas que realizan esa oxidación y eso lo hacen en su propio beneficio. Se puede decir, por ejemplo, que el fenómeno de estabilización de desagues orgánicos en un medio acuático, o de la descomposición de restos animales o vegetales en la superficie del suelo es debido a que los microorganismos heterótrofos utilizan esa materia orgánica como alimento y la oxidan en un proceso respiratorio para producir la energía que necesitan. Por ese proceso se reinicia un ciclo que es permanente en la naturaleza: el ciclo del carbono. Por la respiración aerobia, el carbono es devuelto al ambiente (atmosférico o acuático) para ser otra vez absorbido por vegetales autótrofos que sintetizan nueva materia orgánica, que puede servir a varios otros organismos antes de volver al suelo o al agua en forma de residuos o desechos que todavía son aprovechados por los microorganismos.

En organismo pequeños, tales como protozoarios y bacterias, el oxígeno necesario a la respiración aerobia es obtenido directamente del aire atmosférico o del aire disuelto en el agua, por una simple absorción a través de la membrana celular. Pero, en organismos más complejos -sobre todo animales, que tienen gran demanda respiratoria- deben existir estructuras igualmente complejas destinadas a extraer el oxígeno del aire y conducirlo a cada una de sus células. Esas estructuras son las que componen el aparato respiratorio, a veces asociado al aparato circulatorio.

Los dos tipos fundamentales de sistemas respiratorios en los animales son: los pulmones, adaptados a la obtención de oxígeno de la atmósfera; y las branquias o "agallas", que se destinan a la respiración acuática. Pero hay muchas variaciones de esos tipos principales, como por ejemplo: el sistema traqueal de los insectos de respiración atmosférica en el cual no hay un reservorio principal o pulmón, sino que, más bien, un conjunto muy complejo de canalículos que llevan el aire directamente a las células musculares, sin que haya transportación mediante la sangre. Los pulmones son órganos interiores, formados de membranas muy delgadas y plegadas llenas de vasos sanguíneos capilares, constituyendo una superficie de contacto muy grande entre el aire inspirado y la sangre -o más bien entre el aire y la hemoglobina o pigmento rojo de la sangre - contenida en los vasos capilares. La hemoglobina tiene una débil afinidad por el oxígeno, así como por el anhídrido carbónico y, como llega a los pulmones cargada del anhídrido carbónico resultante de la respiración de las células, al ponerse en contacto con el aire atmosférico más rico en oxígeno hay una tendencia al equilibrio de las concentraciones de los dos compuestos en los dos ambientes. Es decir que la hemoglobina cede, por ósmosis, parte de su anhídrido carbónico al aire, hasta que las concentraciones en ambas partes sean idénticas y, en cambio, el aire de los pulmones cede parte de su oxígeno a la hemoglobina, la cual se vuelve más rica en ese elemento. En contacto con las células, hay un cambio idéntico: las células son ricas en anhídrido carbónico resultante de la respiración, u oxidación de la glucosa, y la hemoglobina llega más rica en oxígeno y cada cual cede a la otra, una parte de su contenido, por ósmosis, a través de las membranas celulares.

Las branquias son, en general, órganos exteriores, por que el agua, rica en oxígeno disuelto, no penetra en su interior, sino que pasa por su superficie externa. Son, lo mismo que los pulmones, órganos constituidos de una membrana fina, o de muchas membranas en forma de hilos, o franjas, muy ricas en vasos sanguíneos. A través de esas membranas se realizan los cambios entre el contenido de la hemoglobina (u otro pigmento respiratorio) y el aire disuelto en el agua circundante.

1.4.2.2. Respiración Anaerobia.

Cuando, en la oxidación biológica, el aceptor de hidrógeno no es el oxígeno del aire, o el oxígeno disuelto, se habla de una respiración anaerobia. En otras palabras, se puede decir -pero menos correctamente- que el donador de oxígeno, para la oxidación, es otro compuesto que no es el oxígeno molecular, o bien que la oxidación se produce con el oxígeno de la misma molécula que va a ser oxidada y, por ello, se habla de respiración intramolecular, como sinónimo de respiración anaerobia. Se puede suponer, sólo para dar un ejemplo, una reacción hipotética, de oxidación intramolecular:



Esa reacción no tiene existencia real, pues la glucosa no es transformada directamente en metano, sino que la transformación se hace por la acción de dos tipos de bacterias anaerobias, en dos etapas distintas.

La respiración anaerobia es un proceso normal de oxidación en muchos microorganismos, especialmente entre las bacterias, hongos y protozoarios, los cuales pueden ser obligatoriamente anaerobios (anaerobios obligatorios) o solamente recurrir a ese proceso de respiración cuando hay falta de oxígeno en el ambiente (anaerobios facultativos). Además, es un proceso usual en células de organismos superiores. Así, por ejemplo, los músculos de los animales (inclusive del hombre) en una etapa de su actividad producen ácido láctico, como subproducto de la respiración anaerobia y el ácido láctico puede acumularse en los músculos, cuando se les somete a una acción muy intensa. Otros detalles de la respiración anaerobia serán estudiados en los Capítulos 5 y 6.

1.4.2.3. Consecuencias de la Respiración en el Ambiente Acuático.

La principal consecuencia de la respiración aerobia, en el ambiente acuático es la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). El consumo respiratorio del oxígeno disuelto en el agua es tanto mayor cuanto más grande es el número de organismos -especialmente microorganismos- aerobios que existen en ese medio y, como la proliferación de esos microorganismos depende de la existencia de alimentos, la introducción de materia orgánica susceptible de descomposición (o sea, utilizable como alimento, por las bacterias y otros seres aerobios del agua) en una fuente de agua, produce una demanda respiratoria que es la DBO.

En cambio, la principal consecuencia de la respiración de organismos anaerobios en el agua es la que se relaciona con la producción de subproductos, tales como ácidos orgánicos, hidrógeno sulfurado, metano y otros compuestos que pueden producir grandes cambios en la composición del medio, o producir olores, etc.

1.4.3. Irritabilidad y Movimiento.

Los organismos viven en función del ambiente. El organismo mismo es un reflejo de las condiciones o características físicas y químicas del medio y, además, tiene una propiedad de reaccionar o responder a los cambios eventuales que ocurren en ese medio. El no es, pues, un producto pasivo del ambiente, capaz de mantenerse inalterable en relación a sus variaciones, sino que responde a esas variaciones. Las variaciones de ambiente que pueden provocar una respuesta del organismo son llamadas estímulos, y la capacidad del organismo o del protoplasma de producir respuesta es denominada irritabilidad.

La respuesta producida por un organismo es una respuesta fisiológica y no solamente una reacción de causa y efecto. Ella no es simétrica en relación al estímulo, o sea que su intensidad no es necesariamente proporcional a la intensidad del estímulo. Además, la respuesta no es siempre orientada por el estímulo. Así es como un simple estímulo luminoso o eléctrico, etc., puede provocar, de parte del animal, una respuesta muy intensa (de fuga, por ejemplo) y en un sentido o dirección cualquiera, no determinada por el estímulo.

Puede constituir respuestas, los simples cambios de viscosidad observada en el protoplasma de una célula, o la producción de pseudópodos por una ameba, como resultado de un cambio químico del ambiente, provocado por la presencia de una sustancia alimenticia o, aún, el crecimiento de una planta, en dirección de la fuente de luz. En los animales superiores, el mecanismo de estímulo-respuesta es muy complejo y comprende etapas diferentes las cuales son realizadas por distintos órganos. Los órganos que reciben el estímulo son denominados órganos receptores o sensoriales (ej: los ojos, los corpúsculos sensoriales de la piel, etc.); aquellos que transmiten el estímulo hacia los centros nerviosos y a los órganos realizadores de la respuesta, son llamados órganos transmisores (los nervios); los músculos y glándulas que efectúan los movimientos o las secreciones en respuestas a los estímulos, constituyen los órganos efectores.

1.4.4. Reproducción.

Para que exista una continuidad o perpetuación de las especies, es necesario que los seres vivos se reproduzcan. Los organismos descendientes, en una reproducción, no son necesariamente iguales al ascendiente, pero deben ser potencialmente equivalentes. Lo mismo es verdad con relación a las células que componen un ser pluricelular: ellas deben reproducirse para permitir el crecimiento del organismo.

Un ser unicelular puede reproducirse por simple división de la célula, formando dos células descendientes. En cambio un organismo pluricelular, en general, produce células especiales, diferenciadas, con la función exclusiva de dar origen a un nuevo organismo. Esas células reproductoras pueden ser de dos tipos principales:

a) Esporas.- Son células reproductoras que, por sí mismas, pueden dar origen a un nuevo individuo. Ellas se dividen muchas veces, produciendo un gran número de nuevas células las cuales permanecen juntas y después se diferencian, originando los distintos tipos de tejidos y órganos que componen el nuevo organismo.

b) Gametos.- Son células reproductoras que deben unirse previamente, dos a dos, para originar células huevo o zigotes, las que, por divisiones sucesivas, o sea, por un proceso semejante al anterior, llegan a formar nuevos organismos. Ese tipo

po de reproducción es denominado reproducción sexual. Los dos gametos que se juntan para formar el zigote pueden ser iguales (homogamia) o distintos entre sí (heterogamia). En este último caso se puede hablar de gameto masculino o espermatozoide y gameto femenino u óvulo. El gameto masculino es más pequeño y, con frecuencia, posee movimientos propios, producidos por flagelos o por cilios, pues tiene la función de buscar al gameto femenino para la unión o fecundación. En cambio, el óvulo en general es mucho más grande y estático, tiene la función de acumular sustancias alimenticias para el futuro embrión. Cuando los dos tipos de gametos son producidos en un mismo tipo de organismo, la reproducción es de tipo hermafrodita. En cambio, con frecuencia se puede reconocer al tipo que sólo produce gametos masculinos (el macho) del otro que sólo produce gametos femeninos (la hembra).

El huevo o zigote sufre muchas divisiones sucesivas, formando el embrión. Ese embrión puede mantenerse en el interior del huevo, hasta su completa formación, como por ejemplo en los huevos de las aves, de los reptiles y de muchos insectos. Sin embargo hay huevos que no tienen un contenido de reservas alimenticias suficiente para mantener el embrión hasta su completo desarrollo. En este caso, el embrión sale del huevo en forma de larva, que después completa su desarrollo libremente. Eso es lo que sucede, por ejemplo, con los crustáceos y con muchos insectos. En los mamíferos, aunque no existe suficiente materia nutritiva en el huevo, el embrión tiene su completo desarrollo gracias a una alimentación suministrada por el organismo materno.

1.5. Herencia.

Los caracteres hereditarios son transmitidos de una célula a las células descendientes por intermedio de los cromosomas del núcleo celular. Se ha observado que, en la división celular, lo único que se divide en dos partes exactamente equivalentes son los cromosomas. La célula contiene, en su núcleo un número par de cromosomas, o sea, un número variable de tipos distintos de cromosomas pero siempre un par de cada tipo. En la reproducción celular, cada uno de los cromosomas se divide longitudinalmente en dos, en tal forma que cada célula descendiente recibe exactamente un par de cada tipo. Por este proceso aumenta el número de células en el cuerpo de un organismo y, por consiguiente, el crecimiento del organismo mismo.

En la reproducción asexual del organismo, la formación de esporas sigue, en general, el mismo proceso de división de los cromosomas. Por ese motivo, la espora ya contiene todos los elementos indispensables a la formación de un nuevo ser. En cambio, en la reproducción sexual, la formación de gametos es realizada por un proceso distinto en el cual cada célula --o gameto-- formada recibe no un par, sino simplemente un cromosoma de cada tipo. Esto hace que sea necesaria la unión de dos gametos --un óvulo y un espermatozoide-- para

la formación del nuevo ser. Sin embargo, ese proceso crea la posibilidad de mezcla de caracteres de dos individuos distintos y asimismo, de dos razas distintas.

1.6. Clasificación.

Para proceder al estudio de los seres vivos es necesario adoptar un criterio de clasificación que sea, en lo posible universal, para que pueda existir un lenguaje común para todos los países. Además, debe ser una clasificación natural, es decir, que tome en cuenta las relaciones filogenéticas o de parentesco de los seres vivos. Esto se basa en el hecho de que existe una escala ascendente desde los seres más simples hasta los más complejos y de que la complejidad de los organismos corre paralela con el tiempo. En cambio, son consideradas clasificaciones artificiales las que se basan tan solamente en características externas semejantes, de los organismos. Por este criterio, una ballena sería probablemente clasificada juntamente con los peces, cuando en realidad, pertenece a un grupo muy distinto y sólo presenta características de los peces por una adaptación morfológica para la locomoción en ambiente acuático.

Los seres vivos están comprendidos en dos filums: vegetales y animales. Los filums son series de organismos concatenados que pueden considerarse originados a partir de una misma forma fundamental. Los filums se dividen en clases, las cuales se dividen en órdenes, éstas en familias, las familias en géneros, los géneros en especies, que constituyen la base de los sistemas de clasificación. Son considerados seres de la misma especie, los que pueden cruzarse entre sí, produciendo descendientes fértiles. En la nomenclatura biológica, se designan los seres vivos por el nombre del género, con inicial mayúscula, seguido del nombre de la especie, con inicial minúscula. Es costumbre general subrayar los dos nombres.

A continuación será presentada una lista de los principales grupos de seres vivos que tienen representantes acuáticos sobre todo de aguas dulces, de acuerdo con su clasificación.

Reino Vegetal.

Algas

- Filum Schizomycetes (bacterias).
- Filum Myxophyta (algas azules o azul verdosas).
- Filum Chlorophyta (algas verdes y parte de los cloroflagelados).
- Filum Chrysophyta.
 - Clases Chrysophyceae (parte de los cloroflagelados).
 - Clase Bacillariophyceae (diatomeas).
- Filum Euglenophyta (parte de los cloroflagelados)
- Filum Pyrrophyta
 - Clase Dinophyceae (parte de los cloroflagelados).

Filum Mycophyta (hongos).
Clase Phycomycete.
Clase Ascomycetes.
Clase Basidiomycetes.
Fungi imperfecti.

Filum Bryophyta.
Clase Hepaticae (hepáticas).
Clase Musci (musgos).

Filum Tracheophyta (plantas superiores, vasculares).
Pteridofitas o Criptógamas (plantas sin flores).
Clase Filicineae (helechos).
Spermatofitos o Fanerógamos (plantas que producen flores).
Clase Gymnospermae (pinos).
Clase Angiospermae.
Dicotiledoneas.
Monocotiledoneas.

Reino Animal.

Protozoarios { Filum Mastigophora (flagelados).
Filum Sarcodina (rizópodos).
Filum Ciliophora (ciliados).

Filum Porifera (esponjas).
Clase Calcispongiae (esponjas calcáreas).
Clase Hyalospongiae (sílicesponjas).
Clase Desmospongiae (esponjas córneas).

Filum Coelenterata (celenterados).
Clase Hydrozoa.
Clase Scyphozoa (malaguas).
Clase Anthozoa (corales).

Filum Platyhelminthes (gusanos planos).
Clase Turbellaria (planarias).
Clase Trematoda (parásitos).
Clase Cestoda (parásitos).

Gusanos

Filum Nematoda (gusanos cilindroideos).
Filum Trochelminthes.
Clase Rotifera (rotíferos).

Filum Annelida.
Clase Polychaeta.
Clase Oligochaeta (gusanos de tierra).
Clase Hirudinea (sanguijuela).

Filum Bryozoa.

Filum Mollusca (moluscos).
Clase Gastropoda (caracoles).
Clase Pelecypoda (conchas bivalvas).
Clase Cephalopoda (pulpos, calamares).

Filum Arthropoda.
Clase Crustácea (camarones, cangrejos, microcrustáceos).
Clase Arachnida (arañas, escorpiones, ácaros, incluso ácaros acuáticos).
Clase Insecta.

Filum Chordata.
Subfilum Vertebrata.
Pisces
Clase Chondrichthyes o Elasmobranquios (tiburones, rayas).
Clase Osteichthyes o Teleosteos (peces comunes).

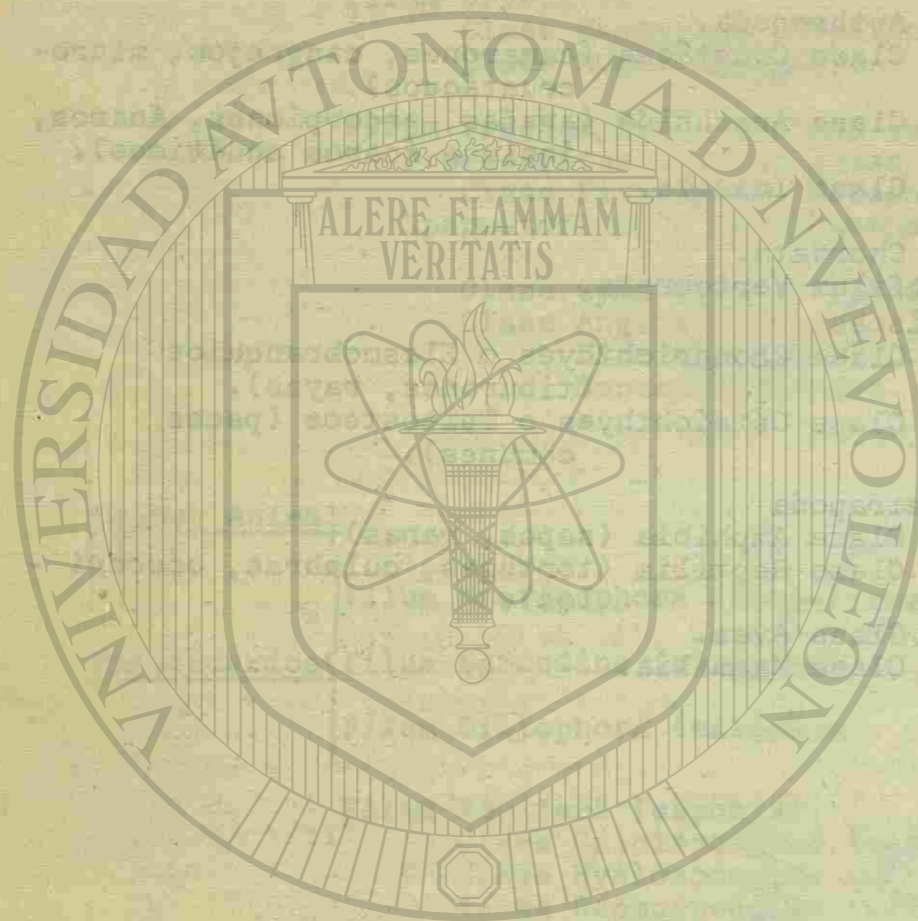
Tetrapoda
Clase Amphibia (sapos, ranas).
Clase Reptilia (tortugas, culebras, cocodrilos).
Clase Aves.
Clase Mammalia.

EL AGUA COMO MEDIO ECOLOGICO2.1. Introducción.

La característica fundamental que distingue a los seres vivos de los seres del reino mineral reside en la relación íntima y obligatoria que aquellos mantienen con el medio que los rodea. Si se trata de organismos acuáticos, existe una estricta dependencia entre el organismo y las características del medio, de tal manera que la composición de la población acuática varía sensiblemente con la composición del agua. Las características del agua que afectan las cualidades de esa población pueden ser de naturaleza física, como por ejemplo el color del agua, la tensión superficial, etc., o química como la cantidad de gases disueltos, las sales minerales, etc.

Se ha encontrado que los seres acuáticos poseen innumerables estructuras y mecanismos de adaptación que hacen que algunas especies puedan vivir en ambientes de los más inhóspitos para la vida en general, de tal manera que casi se puede decir que, cualquiera que sea la composición del medio, él siempre puede llevar alguna forma de vida. Se pueden citar muchísimos ejemplos de esas adaptaciones: con relación a la obtención de oxígeno en aguas exentas de ese elemento en solución, se encuentran, por ejemplo, diferentes tipos de animales que recurren a diversos mecanismos para solucionar ese problema. Así, existen animales con adaptaciones morfológicas, como los largos sifones elásticos de las larvas de los insectos sírfidos que les permiten utilizar directamente el aire atmosférico, a pesar de que ellos viven en el fondo de las lagunas poco profundas, o también los escarabajos acuáticos que retienen una burbuja de aire en la región ventral, la cual funciona como una especie de pulmón y que es renovada periódicamente cuando el insecto nada hasta la superficie. Otros recurren a adaptaciones fisiológicas, que les permiten reservar cierta cantidad de oxígeno o lo utilizan en forma combinada, como es el caso de algunas larvas de insectos quironómidos y gusanos tubícolas; finalmente, otros buscan ubicarse en regiones más ricas en oxígeno disuelto, como los peces salmónidos, que habitan de preferencia en aguas frías y, por lo tanto, con un mayor contenido de gases disueltos, o las larvas de insectos simúlidos que se establecen en los rápidos o regiones de aguas agitadas y de gran velocidad, que poseen ventosas que les permiten fijarse a las rocas. Se ve, pues, que el problema de la falta de oxígeno, por sí solo lleva a tomar consideración de varios factores físicos o químicos, tales como: temperatura, velocidad de la corriente, etc.

Con respecto a los organismos vegetales sumergidos la mayor dificultad está en la obtención de luz para realizar la fotosíntesis. También existen innumerables formas de adaptación para solucionar esta dificultad. Así, por ejemplo, mu-



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA

DIRECCIÓN GENERAL DE

chas algas inmóviles, poseen prolongaciones espinosas que les permiten aumentar su superficie de contacto, y por lo tanto, su fricción con el agua, de tal manera que ello impida su hundimiento, por gravedad, hacia las regiones más profundas y pobres en luz; mientras otras algas recurren a adaptaciones fisiológicas que consisten principalmente en la capacidad de realizar la fotosíntesis con luz de determinadas longitudes de onda, que tienen un mayor poder de penetración.

Existe, para cada tipo de organismo, un cierto grado de exigencia, con relación a cada elemento que utiliza a través de sus procesos vitales. Si en el medio existe un elemento en abundancia, éste no constituirá un problema; son problemas ecológicos, para un organismo, únicamente aquellos elementos que se encuentran en cantidades limitativas, es decir cualquier variación en la concentración de ese elemento está acompañada de una variación en la población de ese organismo. Tales elementos, cuya oscilación constituye un peligro para la vida de una determinada especie vegetal o animal, son denominados factores en minimum o factores limitativos. Así, por ejemplo, en el ambiente terrestre, la luz rara vez constituye un factor limitativo para el desarrollo de los organismos vegetales, pues ella está presente en ese medio, casi siempre en abundancia; por el contrario, el anhídrido carbónico es una sustancia que existe en el aire atmosférico en cantidad inferior a la óptima para la realización de la fotosíntesis. Un incremento en el anhídrido carbónico del aire haría posible un mayor desarrollo de los vegetales. Por consiguiente, éste se considera un factor limitativo. Mientras que, en el ambiente acuático, la luz constituye el factor limitativo más importante para el desarrollo de los vegetales, puesto que las partículas que están en suspensión en el agua impiden su penetración. Sin embargo, en las aguas claras y cerca de la superficie donde hay luz en abundancia, los principales factores limitativos son los elementos minerales, como fósforo y nitrógeno.

Existen muchos otros factores importantes para el desarrollo de los organismos acuáticos. Entre ellos se destacan la materia orgánica, como fuente de alimento para los animales, bacterias, etc., y las sales minerales, como fuente de ciertos elementos indispensables para el desarrollo de los vegetales. Además de ellos, existen muchos otros elementos utilizados en cantidades mínimas, denominados micronutrientes y cuya función en los organismos no ha sido todavía bien determinada, pero cuya carencia en el medio puede impedir el desarrollo de algunas especies.

Por otro lado, los organismos acuáticos también contribuyen con muchos otros elementos a la formación del medio. Ahora bien, esos elementos pueden ser útiles o nocivos para el desarrollo de otros tipos de organismos. Como ejemplo del primer caso, podemos citar la producción de oxígeno por los vegetales el que es un elemento indispensable para la vida de todos los organismos animales; en cuanto al segundo caso,

se sabe hoy, que muchos organismos producen sustancias que por alguna razón impiden el desarrollo de otros. Esas sustancias se han denominado antibióticos y hoy en día tienen muchas de ellas una gran aplicación en la Medicina, siendo algunas, producidas por hongos, como los del género Penicillium, que impiden la reproducción de bacterias, otras producidas por bacterias y aún otras por algas.

Todos estos tipos de relaciones entre los organismos y el medio o interrelaciones entre las diferentes especies de organismos, son responsables de la calidad y abundancia del plancton que se encuentra en un lago o en un río, así como también por la presencia de varios tipos de poblaciones que se suceden en un ambiente acuático en diferentes épocas o en las distintas estaciones del año. Difícilmente se encuentran en una masa de agua, organismos que aparecen siempre con una misma intensidad, en todas las estaciones de un mismo año. Daremos el ejemplo de dos lagos tomados al azar: el lago Windermere, en Inglaterra, y el embalse Billings, en Sao Paulo, Brasil. En el primero hay una relativa abundancia de algas verdes, durante los meses fríos de Noviembre a Enero. En Febrero o Marzo estas algas son substituidas por diatomeas del género Asterionella que se reproducen intensamente, llegando a un máximo al comienzo del verano. En Julio hay un rápido aumento y predominio de algas verdeazuladas y algas verdes en colonias que más tarde desaparecen para dar lugar a una intensa proliferación de diatomeas en Setiembre y Octubre (1). En la represa Billings de Sao Paulo, las condiciones son mucho más estables, ya sea por el hecho de que no hay variaciones de temperatura muy acentuadas durante todo el año o porque la composición química de sus aguas está determinada por la desembocadura del caudal de ríos altamente polucionados por los desagües domésticos e industriales de la ciudad de Sao Paulo y no por factores que dependen de las variaciones estacionales. Sin embargo, en las áreas menos sujetas a la interferencia de la polución, se observa una alternación entre poblaciones microbiológicas caracterizadas por la presencia de Staurastrum en ciertas épocas del año y predominancia de Microcystis en otras.

La maduración de los órganos de reproducción en determinadas épocas, en que existen mejores condiciones de ambiente propicias a la sobrevivencia de los descendientes, es característica de muchas especies animales y vegetales. Por ejemplo, existen especies de crustáceos y también de rotíferos que se reproducen asexualmente durante la mayor parte del año, recurriendo solamente a la reproducción sexual en determinadas estaciones o en épocas menos favorables para su multiplicación: proceden pues, como si aprovecharan períodos de mayor abundancia de sustancias nutritivas para reproducirse rápidamente, hasta alcanzar gran número, (puesto que la reproducción asexual es mucho más rápida) y recurriesen solamente al proceso sexual como defensa genética de la especie, en los períodos en los que la superpoblación se convierte en un serio inconveniente. Un gran número de organismos animales y vegetales producen esporas u otras formas de resistencia capaces de

mantenerlos vivos, aunque inactivos, durante los períodos adversos, como son falta de sustancias nutritivas específicas, elevación de temperatura o sequía temporal del lago o riachuelo.

Es de gran importancia para toda persona que trata de estudiar las razones que motivan el desarrollo o la superabundancia en un agua, de determinados grupos nocivos, llegar a conocer con exactitud todos aquellos factores y relaciones que existen entre el organismo y el medio para poder limitar, en lo posible, el enriquecimiento del agua en los factores en mínimo, o aquellos elementos que una vez reducidos, puedan impedir o dificultar el desarrollo de un organismo determinado. El estudio del ambiente químico y físico, en un lago, recibe el nombre de Limnología y es de suma importancia porque es la base del conocimiento de la ecología de los organismos acuáticos.

2.2. Estructura y Composición del Agua. Características Singulares del Agua en Estado Puro.

La estructura molecular del agua no está, hasta hoy, suficientemente establecida. Se conoce su composición y la proporción en que se combinan los elementos hidrógeno y oxígeno que la constituyen; sin embargo, la configuración aparentemente lógica de su molécula, constituida por una secuencia lineal de los tres átomos unidos por covalencia, uno de oxígeno entre dos de hidrógeno, no puede explicar muchas de las propiedades físicas y físico-químicas que caracterizan a este compuesto. Entre estas características se destaca, como una de las más extrañas e interesantes, su densidad máxima a 4°C. Se han hecho muchas tentativas tratando de explicar este hecho singular que por otro lado, tiene un gran significado en el estudio de la Limnología y de la Ecología acuática (2) (3).

La teoría cinética de los líquidos, que admite una proporcionalidad entre presión, volumen y temperatura, presupone una estructura constituida por moléculas esféricas, animadas de movimiento constante. El agua, no sigue esa proporcionalidad, por lo menos cuando está a temperaturas próximas a los 4°C y debe poseer una estructura diferente de la prevista para los líquidos en general.

Roentgen (1892) planteó la hipótesis de que el agua, en estado líquido, tenía una estructura intermedia entre la del estado cristalino (que tiene cuando está congelada) y la del estado amorfo. La definió como conteniendo "moléculas de hielo" en solución, admitiendo pues, una constitución molecular diferente o la posibilidad de la formación de polímeros del H₂O. La molécula del H₂O, en estado de vapor, presenta ciertas características que justifican esa capacidad de asociación y formación de polímeros: está formada de tres átomos, uno de oxígeno unido a dos de hidrógeno pero no en línea recta, sino más bien en un ángulo de 105°. La mecánica cuánti-

ca admite, teóricamente, que el hecho de ser ese ángulo un poco mayor de 90° revela la existencia de una repulsión de naturaleza electrostática entre los dos átomos de hidrógeno, lo que indica que éstos se presentan parcialmente ionizados. No se trataría pues, de una estructura perfectamente covalente, como se supuso en un principio, sino que habría un cierto grado de ionización de modo que permita la unión de esas moléculas a otras moléculas de la misma naturaleza.

Posteriormente, Sutherland (1900) profundizando sobre esta idea, admitió que el agua con la constitución molecular simple, denominada por él Hidrol (H₂O), no existe a temperaturas normales, sino solamente por encima de los 100°C. Y que el agua en estado líquido a presión normal, está constituida por dihidrol (H₄O₂) y trihidrol (H₆O₃) en solución. La proporción de trihidrol aumentaría, según este autor, a medida que la solución se acercase al punto de congelación. Las moléculas de hielo con estructura de trihidrol tendrían una configuración de mayor volumen que el ocupado por las moléculas de H₂O ó H₄O₂. Siendo así, al fundirse el hielo, se observarían dos fenómenos opuestos y simultáneos: aumento de volumen por simple dilatación provocado por el calentamiento y disminución de volumen en virtud de la fusión de las moléculas de hielo que son más voluminosas que las moléculas del estado líquido. Mientras este último fenómeno predomine sobre el primero, habría aumento de densidad.

Existen ciertas dudas ante la aceptación completa de esas teorías. Una de ellas es que, según esa hipótesis, debería existir alguna diferencia de estructura y también en las propiedades, del líquido obtenido por fusión del hielo y el obtenido por condensación del vapor.

Con el descubrimiento de los procesos más modernos para el estudio de las estructuras moleculares, se han alcanzado nuevos adelantos, que han modificado las hipótesis anteriores. El descubrimiento de una propiedad que tienen las sustancias transparentes, llamada efecto Raman, ha permitido analizar mejor la estructura molecular del agua. Ese efecto, que es una consecuencia de la teoría cuántica, se puede explicar de la siguiente manera: cuando se hace incidir sobre un medio transparente, un rayo de luz monocromática, de una frecuencia determinada, se obtiene un espectro constituido por dos series de rayas, las que se presentan simétricas con respecto a la raya característica de esa frecuencia. La frecuencia de esas rayas es específica para cada sustancia transparente, y no depende de la radiación existente sino de la estructura molecular del medio. La aplicación de este proceso al estudio del agua, conjuntamente con los adelantos alcanzados en simetría cristalográfica empleando los rayos X y de las rayas de absorción de los rayos infra-rojos, (formados en virtud de la absorción de un fotón cuyo quantum se halla en resonancia con una molécula en vibración), que permiten el conocimiento de la frecuencia con que vibra una molécula, dió por resultado una idea mucho más segura con respecto a la estructura molecular de esa sustancia.

Así Bernard y Foyler, emitieron en 1933, una teoría mucho mejor fundamentada, al respecto. Llegaron a comprobar lo siguiente: en los líquidos en general hay una tendencia de los átomos que los constituyen a unirse entre sí formando "paquetes" del menor volumen posible. Así, cada átomo tendrá un número mayor de otros átomos que lo acompañen cuanto más ordenados se encuentran ellos, en esos paquetes. En un arreglo ideal, de existencia teórica, un átomo estaría rodeado de otros 12. Se tienen indicios de que el agua, en estado líquido, a una temperatura de 150°C (y naturalmente a una presión adecuada) llega a tener esa estructura. Por otro lado, constataron que el hielo tiene una estructura hexagonal semejante a la de la tridimita (Si O₂). En ese tipo de estructura, los átomos de oxígeno están dispuestos de tal manera que forman tetraedros, con un átomo en el centro y otros cuatro ocupando los vértices. Para el agua, la distancia que hay entre el átomo central y cada uno de los que están en los vértices es de 2.76 Angstrom. En este arreglo, cada átomo de hidrógeno se encuentra situado entre dos átomos de oxígeno, pero nunca a la mitad de esa distancia, es decir a 1.38 Angstrom, de cada uno sino a 0.99 Angstrom de uno y a 1.77 Angstrom del otro. Esa colocación de los átomos de hidrógeno, más cerca de uno de oxígeno que de otro, se debe hasta cierto punto al azar, lo que da lugar a 16 tipos distintos de arreglos para cada grupo de 4 oxígenos distribuidos según la cadena de hidrógeno como lo demostró Pauling (1939). Por ejemplo, todos los átomos de hidrógeno podrían situarse a 0.99 Angstrom de uno de oxígeno (puede haber una sola posibilidad de este tipo de arreglo); o tres átomos de hidrógeno podrían estar a 0.99 Angstrom y un cuarto a 1.77 Angstrom, lo que correspondería a la estructura del Hidroxonio H₃O (con cuatro posibilidades de este tipo de arreglo); dos átomos de hidrógeno a 0.99 Angstrom y dos a 1.77 Angstrom, dando lugar a la molécula neutra H₂O (con 6 posibilidades) y a demás cuatro posibilidades de formación del ión O H⁻ y una del ión O⁻ con carga doble, y en relación al cual todos los hidrógenos estarían situados a la distancia de 1.77 Angstrom.

También se ha verificado, por medio de los procesos espectrográficos mencionados anteriormente, que a medida que esa estructura se deshace con la fusión del hielo, aumenta la posibilidad de formación de los paquetes en los cuales los átomos tendrán, cada vez, un mayor número de átomos vecinos, lo cual conduce consecuentemente a una contracción del volumen. Este proceso, hasta la temperatura de 4°C, predomina sobre el fenómeno opuesto de dilatación provocado por el calentamiento y en consecuencia se tiene a esa temperatura la máxima densidad. Esa contracción debida a una mejor disposición de los átomos debe proseguir naturalmente hasta alcanzar la temperatura de 150 °C (bajo presión adecuada) cuando el líquido llega a tener la estructura ideal. Pero luego, por encima de los 4°C la dilatación ya es el fenómeno predominante.

El agua es una sustancia muy difundida en la naturaleza y se encuentra principalmente en estado líquido. Esto constituye un hecho excepcional si se considera que las únicas sustancias minerales líquidas que se encuentran en forma natural so-

bre la superficie de la tierra son, además del agua, el mercurio elemental, que ocurre muy rara vez y el CO₂ líquido que ha sido encerrado en el interior de cristales de cuarzo en algunos casos, y que se mantiene naturalmente así debido a una presión muy elevada. El hecho mismo de presentarse como una sustancia líquida a la temperatura ordinaria del ambiente, hace que el agua sea una sustancia peculiarmente singular. En efecto, si se la compara con una serie de otras sustancias de estructura análoga, entre las cuales se coloca algunos hidruros tales como: H₂S, H₂Se, H₂T, H₄C, H₃N, H F y óxidos como: (CH₃)₂ O, (C₂H₅)₂ O etc., se puede observar que el agua constituye la única excepción a la regla de proporcionalidad directa que existe entre la temperatura del punto de ebullición y el peso molecular. Por lo tanto, si de acuerdo a esa regla general se trata de encontrar por interpolación el punto de ebullición que le correspondería, éste estaría a los -80°C!

2.3. Propiedades Generales de las Masas de Agua.

El agua cuando se encuentra en grandes volúmenes constituyendo masas, presenta muchas características físicas y químicas de suma importancia en la ecología de los organismos acuáticos. Muchas de esas características son debidas exclusivamente a su estructura molecular, mientras otras se originan de su exposición a los elementos físicos del medio o a la existencia de sustancias químicas en solución provenientes de las variaciones del medio. Así, por ejemplo, muchas de las características de las aguas de un lago, tales como: variaciones en la densidad, viscosidad, movimiento de convección, etc., son originadas por la variación de la temperatura del medio y solamente se pueden estudiar en aguas expuestas a esas variaciones. Lo mismo se puede decir, y con mayor seguridad, de la composición química de un cuerpo de agua que varía diariamente debido a la gran cantidad de sustancias disueltas que traen las aguas que lo forman.

2.3.1. Propiedades Físicas de los Cuerpos de Agua.

2.3.1.1. Densidad y Peso Específico.

La densidad del agua cuando está en grandes volúmenes no es uniforme; sufre constantemente variaciones de una región de la masa de agua a otra, así como también con el tiempo. Las principales causas que provocan la variación de la densidad son: la presencia de sustancias disueltas, o en suspensión, la presión y la temperatura.

La presencia de sustancias disueltas, sobre todo sales en solución, no llega a producir grandes variaciones de densidad en las aguas dulces. En ellas, la concentración de sustancias en solución varía de 0.01 gr/l a 1.0 gr/l, siendo común una concentración entre 0.1 y 0.5 gr/l, dependiendo el aumento no sólo de la concentración de la sustancia disuelta sino también de su peso específico. Ahora bien, la diferencia de densidades entre el agua pura y una solución de 1 gr/l de clo-

ruro de sodio es de aproximadamente 0.00085 (a una temperatura constante de 4°C), pudiéndose pues considerar como despreciables las variaciones producidas por concentraciones inferiores a 0.1 gr/l de sal.

También se pueden producir pequeñas diferencias de densidad por variaciones de la presión. Se sabe que el agua pura a la temperatura de 4°C tiene la densidad igual a la unidad, pero esto es cierto solamente cuando la presión es igual a una atmósfera. Si elevamos la presión a 10 atmósferas, la densidad aumentará de 1 a 1.0005 y a 20 atmósferas a 1.001. Además de esto, la temperatura para la densidad máxima llega a ser inferior a 4°C, cuando la presión hidrostática es elevada. Este fenómeno explica el hecho de que, algunas veces, se encuentran temperaturas inferiores a los 4°C en aguas de las capas inferiores de los lagos de gran profundidad, debido a que la presión en esas regiones es más elevada.

Sin embargo, la causa principal de los cambios más sensibles de la densidad, está en la variación que sufre la temperatura como se puede verificar en las diferentes zonas del cuerpo de agua o cuando se la toma a diferentes horas. La densidad del agua disminuye siempre que se baja o se eleva su temperatura más allá de los 4°C (si se considera el agua exenta de sustancias disueltas y a la presión de una atmósfera). Luego, se debe observar que esa diferencia de densidad es mucho mayor a temperaturas altas que a temperaturas próximas a los 4°C. Así por ejemplo, la diferencia de densidad que se observa al elevar la temperatura de 24 a 25°C es treinta veces mayor que la que se verifican entre 4 y 5°C. Posteriormente se darán mayores detalles con respecto a las variaciones de la densidad debidas a los cambios de temperatura, en el capítulo referente a las propiedades térmicas de las masas de agua.

El hecho de que el agua tiene un peso específico 775 veces mayor que el del aire tiene un gran significado ecológico y es responsable de muchos de los caracteres distintivos entre los animales y vegetales acuáticos y terrestres. Así es como todos los organismos de habitat terrestre necesitan estructuras sólidas que les permitan mantenerse erectos, o que les permitan el movimiento sobre la superficie sólida. Gran parte de la masa orgánica que constituye la estructura de los árboles y arbustos terrestres está formada de células dotadas de membranas celulósicas espesas, con ese fin. Entre los organismos acuáticos se puede prescindir casi totalmente de tales estructuras porque se pueden apoyar en el mismo medio líquido. La mayor parte de las plantas subacuáticas, y aún animales como las hidras, etc., pierden su forma característica cuando se las retira de su medio natural, adquiriendo una forma achatada o pegándose a un substrato.

2.3.1.2. Viscosidad y Tensión Superficial.

La viscosidad de un medio siempre constituye un obstáculo a los movimientos de desplazamiento, pudiendo ser, por eso,

considerada como un factor negativo para aquellos organismos (generalmente animales) que deben moverse con rapidez, o un factor positivo para aquellos organismos que son perjudicados por el movimiento provocado por la acción de la gravedad. Tomando en cuenta que la viscosidad del agua es superior a la del aire se puede comprender que los animales acuáticos necesitan de una gran fuerza muscular para desplazarse. Por otro lado, muchos tipos de algas que viven preferentemente en las zonas más iluminadas, próximas a la superficie, y que no poseen órganos de locomoción, se sirven de la viscosidad del medio como elemento de resistencia para no caer al fondo. Dichas algas poseen espinas o prolongaciones de la célula cuya única función parece ser la de aumentar su superficie de contacto con el medio para su mejor sustentación. Algunos autores pretenden demostrar, asimismo, que en ciertas algas hay una variación en el tamaño de esas prolongaciones que está de acuerdo con la variación de la viscosidad del agua. La viscosidad de los líquidos en general está en función de la superficie de contacto, velocidad, y de una constante que depende de la temperatura y de la naturaleza del líquido en cuestión. Por ejemplo, si se va a considerar la variación de la sustentación de un organismo determinado en el agua de un lago, la variable principal que tendrá que tomarse en cuenta es la temperatura. La viscosidad es tanto mayor cuanto más baja es la temperatura y es el doble en un agua a una temperatura próxima a 0°C que a 25°C.

La tensión superficial es también un elemento ecológico importante. La atracción unilateral a que están sujetas las moléculas del interface líquido-aire, genera una verdadera película que sirve de substrato físico a muchos tipos de microorganismos, sobre todo aquellos que poseen una superficie "no mojable" y que son capaces de caminar libremente sobre ella. Esta película superficial puede constituir una barrera irrompible para organismos de pequeñas dimensiones, tales como pequeños crustáceos que accidentalmente pueden ser lanzados fuera de la superficie del agua y mueren porque no pueden atravesar o perforar dicha película (7). Para otros tipos de organismos, esa película constituye un techo al que permanecen ligados. En realidad, en los organismos "no mojables" existe una capa fina de aire entre su superficie y el líquido envolvente cuando están sumergidos en el agua. Para éstos, la película de tensión superficial que se forma entre la superficie de contacto de la capa de aire y el agua, tiene gran importancia porque constituye una verdadera barrera que impide se adhieran a ellos organismos parásitos o epifíticos. Por esta razón, los organismos que poseen una superficie repelente del agua no constituyen substratos aparentes para los organismos extraños que limitarían sus actividades locomotoras y fisiológicas.

Sustancias en solución pueden altear esas condiciones: si se deposita una gota de agua sobre una superficie encerada, se verá que no se extiende sobre esa superficie repelente, sino que permanece abultada. El ángulo de contacto, en ese ca-

so, es de 105° a 110°. Si se disuelve jabón o cualquier otro agente humectante en esa agua, el ángulo de contacto será alterado, hasta el punto de que el agua se extiende sobre la superficie (4). Ese ángulo de contacto es responsable del pequeño menisco que se forma al contacto del agua con los tallos, hojas, o cualquier objeto que atraviesa su superficie. Ese menisco será positivo o negativo, si el objeto sumergido tiene superficie "mojable" o repelente, respectivamente. Las plantas que salen del agua generalmente tienen la superficie encorvada y dan origen a meniscos negativos. Sin embargo, con el tiempo se van acumulando sustancias gelatinosas, o microorganismos sobre esos tallos y su superficie pasa a ser de tipo mojable invirtiéndose el menisco. En los casos mencionados de plantas emergentes del agua, o de hojas que caen sobre la superficie del agua, se tiene que considerar la existencia de tres interfaces: agua-aire, agua-planta y planta-aire. La línea de intersección entre esas tres interfaces, o la relación entre su largo en metros lineales, y la superficie correspondiente del agua en metros cuadrados, se denomina Valor de Intersección, y parece tener importancia ecológica sobre todo con relación a la población de larvas de mosquitos. Cuanto mayor es el área de intersección, mayor será el número de larvas de mosquitos, existiendo un límite en el que la cobertura vegetal llega a ser tan densa que impide o dificulta la deposición de los huevos por las hembras, o aún la respiración de las formas larvadas (8).

2.3.1.3. Propiedades Derivadas de la Reflexión de los Rayos Solares. Variaciones de Color y Turbidez.

En general, las radiaciones que llegan a la superficie del globo terrestre se pueden originar directamente del Sol o de la reflexión de ellas en el cielo o en la Luna. Las radiaciones emitidas directa o indirectamente por otros cuerpos celestes son de intensidad despreciable, desde el punto de vista de los fenómenos limnológicos. La intensidad de las radiaciones emitidas directamente por el Sol, en un día sin nubes, depende de la hora del día, de la estación del año y de la latitud, es decir, de la inclinación con que los rayos llegan a la superficie terrestre. Además de esto, se deben tener en cuenta otros factores como altitud y transparencia de la atmósfera, para estas evaluaciones. Este último factor puede variar mucho en virtud de la presencia de polvo y vapor de agua o sea de partículas en suspensión (turbidez) que reflejan las radiaciones en la atmósfera.

La luminosidad del cielo tiene como origen la difusión de los rayos solares provocada por las partículas cuya dimensión molecular es proporcional a la cuarta parte de la potencia de radiación y, siendo así, afectan más a las ondas de pequeña longitud que a las largas, resultando de esto la pérdida de la coloración azul que se observa en los días con polvo o turbidez atmosférica. La proporción entre las irradiaciones directas del Sol y las provenientes del cielo es variable

y depende de la inclinación del astro, de la altitud y de la presencia de nubes.

Las radiaciones provenientes de la Luna en una noche de Luna llena corresponden a aproximadamente $\frac{1}{40,000}$ de las del Sol y pueden ser reponsables de algunos pequeños efectos en la variación del fitoplancton y otros fenómenos ecológicos en los lagos.

La energía total recibida sobre la superficie terrestre es de aproximadamente 15 kilocalorías por metro cuadrado por minuto, en las regiones más calientes del globo. Una parte de ella es reflejada en una proporción que depende de la rugosidad y del color de la superficie. Además existe una reemisión debida al calentamiento del suelo, bajo la forma de radiaciones de gran longitud de onda denominadas radiaciones terrestres oscuras. La cantidad de energía de esta porción es considerable y de ella depende la realización de muchos fenómenos meteorológicos, algunos de gran violencia como tempestades, tifones, etc. En efecto, si se considera el hecho de que "la energía solar recibida por una hectárea de terreno, en un día, es cuatro veces más intensa que la energía liberada de una bomba atómica", se puede llegar a comprender perfectamente la razón de ser de la grandiosidad, muchas veces catastrófica de esos fenómenos (9).

La superficie de un lago se comporta como una superficie perfectamente plana y libre de rugosidades o porosidades pero, por otro lado, debido a su coloración es capaz de absorber gran parte de las radiaciones que llegan hasta ella. Esa capacidad de reflexión de los rayos solares depende naturalmente, del ángulo de incidencia de los rayos solares sobre la superficie del lago, llegando a reflejar hasta un 20% del total de radiaciones, en las horas en que el ángulo solar es pequeño. Si se considera que el período del pequeño ángulo solar es relativamente corto, durante el transcurso de un día, se calcula a través de determinaciones empíricas, que el total de las radiaciones reflejadas o dispersadas por un lago no pasa del 5 ó 6% del total de las radiaciones incidentes durante un día de verano y cerca del 10% en el invierno.

La porción de radiaciones que, atravesando la superficie, consigue penetrar en una masa de agua se divide en dos partes que son responsables de dos fenómenos físicos distintos (10): una parte que atraviesa el líquido y va disminuyendo en cantidad al mismo tiempo que cambia de calidad, ésta es la luz; la otra que es absorbida por el agua, está en forma de calor. Ambas tienen gran importancia para la vida y distribución de los organismos acuáticos.

El grado de penetración de la luz en una masa de agua constituye un factor de importancia fundamental en la ecología. En efecto, la posibilidad de vida en un cuerpo de agua descansa, casi siempre, en la cantidad de alimento orgánico

sintetizado por la actividad de las algas y de otros seres clorofilados. La realización de la función fotosintética depende directamente de la cantidad y de la calidad de la luz que llega hasta los organismos fotosintetizantes.

Desde el punto de vista cuantitativo, se sabe que a bajas intensidades de luz, la tasa de fotosíntesis es siempre directamente proporcional a la intensidad, pero cuando las intensidades son elevadas no ocurre lo mismo (11). En general, cuando hay abundancia de luz, la concentración de anhídrido carbónico del medio es el factor limitativo, de tal manera que el aumento del rendimiento fotosintético depende de ese factor. Además existen otros factores que contribuyen a que los organismos clorofilados no tengan un rendimiento ilimitadamente creciente cuando se eleva la intensidad luminosa del ambiente. Esto se deduce del hecho de que no hay un aumento desmedido de ese rendimiento cuando se eleva, al mismo tiempo la cantidad de luz y la de anhídrido carbónico. Aún con un exceso de esos factores hay un límite para el rendimiento fotosintético.

La cantidad de anhídrido carbónico que existe en solución en un cuerpo de agua es, con frecuencia, (particularmente en aguas que reciben polución orgánica) muy superior a la concentración existente en la atmósfera. Esto determina que para los organismos sumergidos, o por lo menos aquellos que se localizan a mayores profundidades, la luz sea el factor limitativo más bien que el anhídrido carbónico. Con excepción de los casos en que las aguas poseen concentración de material en suspensión o pigmentos en solución, las regiones más superficiales son las más ricas en luz y se puede deducir que hay una determinada profundidad en la que la intensidad luminosa es exactamente igual a la intensidad de saturación, es decir, la máxima intensidad de luz utilizable por los organismos fotosintetizantes. A esa profundidad, toda la luz presente es aprovechada en el proceso de fotosíntesis, mientras que en las regiones superiores habría un exceso de luz que no se aprovecha, además de la fracción utilizada. En las regiones más profundas habrá una deficiencia de luz, lo que constituirá un factor limitativo, más será totalmente utilizada con la máxima eficiencia (12) (13). Es también importante determinar la llamada profundidad de compensación, que viene a ser la profundidad a la que todo el oxígeno producido por fotosíntesis es consumido en la respiración. Las regiones inferiores a ella tienden a consumir oxígeno, mientras que las superiores tienden a enriquecerse de oxígeno. Este constituye un factor importante, por ejemplo, en el diseño de lagunas de estabilización de desagües.

Los organismos clorofilados demuestran también tener preferencias por la calidad de luz incidente. Los tipos de radiaciones más eficientes para la realización de la fotosíntesis son las de color rojo-anaranjado y azul-violeta. Esto se debe a que estas frecuencias tienen mayor cantidad de energía en comparación con las otras que pueden ser absorbidas por la clorofila. En efecto, se sabe que de acuerdo a la teoría

cuántica de Plank, la luz es emitida (o absorbida) de manera discontinua, de tal modo que existen unidades enteras, indivisibles de energía luminosa que se denominan cuanta de energía. Un quantum es pues, una cantidad mínima de energía luminosa que puede ser emitida por una fuente y absorbida por un cuerpo. Con el advenimiento de la teoría corpuscular de Einstein quedó demostrada que esa discontinuidad se debe al hecho de ser la luz emitida (o absorbida) bajo la forma de corpúsculos, o fotones, animados de una cierta energía que corresponde al quantum. El valor del quantum, es decir, de la energía mínima emitida o absorbida es proporcional a la frecuencia de radiación y, por lo tanto, inversamente proporcional a la longitud de onda. Esto significa que ondas de menor longitud, como por ejemplo las de la luz azul, poseen cuanta de mayor energía. En la siguiente tabla, se pueden apreciar los valores en ergios de los cuanta de varias longitudes de onda:

Luz	Longitud de onda (en cm)	Trabajo (en Ergios)
Roja	7.00×10^{-5}	2.79×10^{-12}
Amarilla	5.60×10^{-5}	3.50×10^{-12}
Azul	4.70×10^{-5}	4.18×10^{-12}

La cantidad de cuanta necesaria para la realización de la fotosíntesis se puede calcular de la siguiente manera (11): se sabe que la energía radiante consumida en la síntesis de una molécula-gramo de glucosa es de 673 kcal. Ese valor dividido por el número de átomos de carbono existentes en una molécula-gramo, que es de $6 \times 6 \times 10^{23}$, da la cantidad aproximada de energía que debe ser consumida por átomo y que corresponde aproximadamente de 3 a 4 cuanta. Este valor sólo se podría obtener en el caso de que haya un rendimiento integral en el proceso fotosintético, lo que en la realidad no puede ocurrir. La experiencia ha demostrado que se necesitan de 8 a 10 cuanta de energía para la transformación de cada molécula de anhídrido carbónico.

Es particularmente importante señalar que el número de cuanta necesario no depende de la longitud de onda incidente, hecho que también se ha observado en otros tipos de reacciones fotoquímicas. La explicación está en que probablemente la repartición de los cuanta se hace en forma estequiométrica, es decir, que existe una relación entre el número de unidades de quantum y el número de moléculas. Ahora bien, se sabe que un quantum de luz azul tiene mucho más energía que un quantum de luz roja, es pues evidente que, cuando una planta utiliza el último tipo de luz obtiene un rendimiento mucho mayor que en el caso de emplear luz azul, puesto que la síntesis se realizaría con menos gasto de energía (14).

El espectro de absorción de la clorofila revela que esta

sustancia absorbe principalmente las luces azul y roja, reflejando o dejando pasar por transparencia la casi totalidad de las ondas de otras longitudes. Por esta razón, es que solamente aquellas dos longitudes de onda se pueden aprovechar en la realización de la síntesis orgánica (dando la luz roja un mayor rendimiento, como ya se vió) y se ha comprobado mediante experiencias realizadas empleando luces de diferentes colores. El hecho de que todos los organismos fotosintetizantes poseen clorofila, hizo que durante mucho tiempo se supusiese que solamente ese pigmento tenía la capacidad de aprovechar la energía luminosa para realizar la síntesis orgánica. Sin embargo, es interesante observar que además de ella existen, en los organismos clorofilados en general y en los flagelados en particular, otros pigmentos de diferentes colores, tales como azules, amarillos y rojos que presentan espectros de absorción completamente diferentes del que caracteriza a la clorofila. Pero últimamente se ha demostrado que la luz absorbida por algunos de esos pigmentos puede ser también utilizada en la reacción de la fotosíntesis. Así, en algunas algas rojas la luz absorbida por los pigmentos rojos es más eficiente en el proceso que la luz absorbida por la clorofila (15). Empero esto no significa que toda la luz absorbida por los diferentes pigmentos tenga eficiencia fotosintética. Por ejemplo, entre los carotinoides se ha demostrado que la fucoxantina de las algas tiene la misma eficiencia que la clorofila, mientras que otros pigmentos de ese mismo grupo, también presentes en las algas no son fotosintetizantes. Se ha demostrado que la ficocianina de las algas del género *Chroococcus* tienen la misma eficiencia que la clorofila; las ficobilinas de ciertas especies de algas marinas rojas, como por ejemplo, *Porphyra nereocystis* son más eficientes en el aprovechamiento fotosintético de la luz que la clorofila. Según algunos autores (16), el fenómeno de mayor rendimiento de la fotosíntesis en presencia de pigmentos asociados a la clorofila, se puede explicar, por lo menos en parte, como un proceso de reemisión de la luz. Se sabe que ciertas sustancias cuando están sometidas a la acción de una luz de determinada longitud de onda, reemiten luz de otra longitud de onda, fenómeno que se denomina fluorescencia. Esta reemisión se puede explicar por el paso de electrones de una órbita interna hacia una externa o periférica del átomo excitado. Evidentemente, la luz reemitida tendrá menor energía y por lo tanto mayor longitud de onda que la radiación absorbida y esa longitud de onda es característica para cada sustancia fluorescente. Experimentos realizados con varios géneros de organismos demostraron que las longitudes de onda que no son absorbidas o que lo son en pequeña proporción, por la clorofila, pueden producir fluorescencia típica de ese pigmento cuando inciden sobre seres que contienen ficobilinas o carotinoides asociados a ellos, lo que indica que hay una verdadera transferencia de energía absorbida por los pigmentos accesorios hacia la clorofila. Es lícito pues, suponer que la luz absorbida por los carotinoides y ficobilinas no sea utilizada directamente por ellos, sino que su energía sea transferida a la clorofila, especialmente clorofila a, siendo éste el único pigmento capaz de realizar la trans

formación fotoquímica. En las algas del género *Chlorella* se ha demostrado que la luz absorbida por la clorofila b produce fluorescencia de clorofila a, lo que indica transferencia de energía hacia esta última.

¿Cuál sería pues la importancia fisiológica y ecológica de los llamados pigmentos accesorios? En muchos casos parece que la luz absorbida por esos pigmentos es más eficiente en la producción de fluorescencia de la clorofila a que la luz absorbida por la clorofila misma. Esto explica la razón de la mayor eficiencia, en algunos casos, de la luz absorbida por los pigmentos accesorios en la realización de la fotosíntesis. Por otro lado, la predominancia de ciertos pigmentos accesorios puede llevar a ciertas especies a vivir mejor en ambientes más ricos en luces de determinadas longitudes de onda. Este hecho abre una posibilidad para la explicación de los fenómenos cada vez más evidente de la adaptación cromática de los seres fotosintetizantes en un medio acuático, según la cual se puede establecer una verdadera estratificación de esos organismos en un cuerpo de agua que procuran vivir a una profundidad en que encuentran un clima de luz más propicio a su desarrollo, desde los puntos de vista cuantitativo y cualitativo. Entre las algas marinas, por ejemplo, es conocido el hecho de que las especies de color verde que se encuentran en el litoral ocupan las partes más superficiales, donde obtienen mayor cantidad de luz roja que es la tonalidad más eficientemente absorbida por la clorofila; mientras que, en las regiones profundas donde apenas llegan las ondas luminosas de mayor energía y por lo tanto de pequeña longitud, como son las azules y violetas, predominan algas con pigmentación roja, capaces de absorber al máximo esos tipos de radiaciones. En los lagos de agua dulce, es bien conocido el hecho de que ciertos microorganismos, sobre todo los dinoflagelados y otras formas móviles de color pardo-amarillo, se encuentran solamente a algunos metros por debajo de la superficie.

La luz proveniente del Sol, a medida que penetra dentro de un cuerpo de agua, sufre variaciones ya sea de intensidad o de calidad, que son responsables de un cierto "clima de luz" -según expresión de Ruttner (10)- característico de cada profundidad que también varía con la cantidad y naturaleza de las sustancias en suspensión o solución en el agua. Según James (17), "todos los medios transparentes ejercen una acción selectiva en alguna parte del espectro, aunque la acción pueda no estar en la región visible". El agua destilada (según el mismo trabajo mencionado), absorbe:

1 a 10%	de las ondas luminosas de	4,000 a 5,800 Angstroms
20 a 50%	de las ondas luminosas de	6,000 a 7,000 Angstroms
50 a 92%	de las ondas luminosas de	7,000 a 7,500 Angstroms
92 a 89%	de las ondas luminosas de	7,500 a 8,000 Angstroms

Se ve pues, que es muy transparente a la luz azul y a la violeta pero absorbe fuertemente a la roja.

Sin embargo, la transmisión de la luz en las aguas naturales está sujeta a la interferencia de otros factores, sobre todo de (18): a) la acción selectiva del agua, que la hace transparente a las radiaciones de longitudes cortas de onda y opaca a las ondas de longitudes mayores; b) la acción de los materiales en suspensión -orgánicos o inorgánicos- que ofrecen mayor resistencia al paso de las radiaciones de longitudes cortas de onda pero que en general no son selectivas; c) el efecto selectivo de las sustancias colorantes que actúan con mayor fuerza sobre las radiaciones de determinadas longitudes de onda, efecto que es proporcional a la cantidad y calidad del colorante presente.

En cualquier fuente de agua, se puede tomar como una constante la acción selectiva del agua que la constituye. Siendo esto así, los factores que pueden tener influencia sobre las condiciones ecológicas de un lago o río con respecto al clima de luz son el color y la turbidez.

La turbidez de un agua se debe a la dispersión de los rayos luminosos provocada por la presencia de partículas en suspensión, tales como: cieno, masas coloidales, microorganismos, etc. Por consiguiente pueden ser removidas por filtración o sedimentación (generalmente con la ayuda de la centrifugación). Las partículas en suspensión pueden ser opacas o transparentes, coloreadas o incoloras y obstruyen el paso de la luz a través de la masa de agua ejerciendo un efecto cuantitativo sobre el clima de luz porque se oponen a la transparencia del agua. Cuando las partículas son coloreadas pueden absorber o reflejar la luz en forma selectiva dando origen a una coloración aparente del agua, como sucede por ejemplo, en el caso de la presencia de gran número de microorganismos clorofilados que dan una aparente coloración verde o "turbidez verde" a pequeñas lagunas ricas en sales minerales como nitratos y fosfatos. En esos casos una simple remoción -puede ser por centrifugación- de las partículas en suspensión es suficiente para revelar la naturaleza aparente de esa coloración. La acción típica de la turbidez producida por partículas incoloras se caracteriza por una reducción más o menos uniforme de la transmisión de las radiaciones en todas las regiones del espectro sin tener mayor influencia en la forma de la curva de absorción. Asimismo, en la práctica se ha verificado con frecuencia una absorción ligeramente más acentuada en la región de las ondas cortas, fenómeno que ha sido explicado por James y Birge (17) que es debido probablemente a un mayor efecto dispersivo de las partículas sobre las radiaciones de pequeña longitud de onda.

Como consecuencia de los fenómenos de absorción y dispersión efectuados por el agua misma o por las partículas en suspensión, se pierde un porcentaje de la luz en cada metro de profundidad que corresponde al valor denominado coeficiente de extinción y es complementario del coeficiente de transmisión que representa el porcentaje de luz que es transmitida por metro de profundidad. Ambos coeficientes tienen un gran significado en los estudios de productividad de los lagos ya

que de ellos depende la cantidad de luz disponible en un cuerpo de agua para la realización de la fotosíntesis y por consiguiente la cantidad de plancton vegetal que se puede encontrar en esa agua y a determinada profundidad.

Se puede calcular la intensidad luminosa que existe a una profundidad d en función de la concentración de las partículas en suspensión y de la distancia que debe ser atravesada en el medio líquido, mediante la ley de Beer-Lambert expresada por la ecuación:

$$I_d = I_0 e^{-kcd}$$

donde I_d representa la intensidad luminosa después que la luz ha atravesado un medio que tiene un coeficiente de absorción k , una concentración c y una profundidad d ; I_0 es la intensidad original de la luz que incide sobre la superficie del agua (e es la base de los logaritmos neperianos). En esa expresión es posible sustituir el coeficiente k y la concentración de partículas en suspensión c , por el valor n que representa el coeficiente de extinción y se tendría la fórmula:

En la práctica, el coeficiente n puede ser calculado directamente mediante el empleo del llamado disco de Secchi que se sumerge dentro del agua hasta la profundidad en que desaparece de la vista del observador. Pero la profundidad de extinción corresponde al doble de la profundidad a que fué sumergido el disco, porque para el observador que se encuentra en la superficie la luz tiene que recorrer dos veces el trayecto entre la superficie y el disco.

La existencia de cieno en un lago o en un río, además de interferir con la penetrabilidad de la luz puede tener importancia en fenómenos de otra naturaleza. Así, se ha observado en lagos de menor turbidez que la putrefacción de la materia orgánica depositada en el fondo se realiza con menor rapidez que en los lagos en los cuales el cieno se mezcla íntimamente con los debris orgánicos. El elemento existente en el cieno y que parece ser el responsable de ese aumento de la velocidad de descomposición es el calcio (1).

Como ya se ha dicho, los mismos organismos planctónicos, vegetales y animales, constituyen causa de turbidez en un agua. Cuando se tiene el caso extremo de la productividad de un lago o río, se presenta sobre la superficie del agua la formación de una verdadera alfombra constituida por algas, fenómeno llamado "floración de las aguas"; y la penetración de la luz puede quedar limitada por ello a apenas unos pocos centímetros de profundidad impidiendo así o dificultando el desarrollo de los organismos fotosintetizantes en las regiones más profundas (7).

Por otro lado, el color del agua ejerce una gran acción selectiva sobre la luz que la atraviesa y constituye el prin-

principal responsable de la calidad de la luz a una profundidad determinada. El agua pura, por sí misma, también ejerce una cierta acción selectiva como ya se ha dicho en páginas anteriores. Absorbe aproximadamente el 90% o más de las radiaciones con longitudes de onda entre 7,400 y 8,000 Å, llegando a un mínimo de absorción (el 1% o menos) para longitudes de onda cercanas a los 5,000 Å. Por consiguiente, prácticamente toda la absorción que se verifica en el agua de un lago de las ondas luminosas situadas en el extremo azul del espectro, se debe a la presencia de sustancias de color en el medio. Cuando el color del agua de un lago es de aproximadamente 30 unidades de color, la absorción de las radiaciones de 4,000 Å puede alcanzar el 100%; la absorción casi total (90%) de las ondas de 3,650 Å puede verificarse con 10 o más unidades de color (17). Sin embargo, el poder de absorción decrece rápidamente cuando se trata de ondas de mayor longitud. Estos hechos pueden tener un significado ecológico; así, la calidad de la luz existente en una fuente de agua o a una profundidad determinada puede ejercer papel selectivo sobre las especies de organismos fotosintetizantes que pueden vivir en ella, de acuerdo a su capacidad para poder utilizar radiaciones con mayor o menor longitud de onda.

La naturaleza físico-química de los elementos responsables del color del agua todavía es materia de polémica. Clásicamente, se considera que el color del agua se debe a los compuestos en solución que ella contiene. James y Birge (17) hablan de un "color coloidal", refiriéndose a esa porción del color del agua que se puede eliminar por filtración en filtros Berkefeld, dando a entender que esa porción está asociada a coloides.

Últimos trabajos realizados (19) en los que se han empleado métodos tales como: la diálisis a través de membranas semi permeables (celofán con poros de 4.8 µ; colodión con 3.5 µ, etc.) y la medición de la dispersión de la luz han revelado que el color de las aguas es producido por la presencia de partículas coloidales que tienen el diámetro entre 3.5 y 10 µ. La medición de la dispersión de la luz provocada por esas partículas, además de confirmar su naturaleza coloidal permitió comprobar que su tamaño varía en función del pH. Así, en un medio ácido son más grandes y menos numerosos que en una solución básica y es debido a ello que la relación de dispersión de la luz en este tipo de medio, disminuye cuando se eleva la intensidad de la misma. Este dato confirma el hecho muy conocido y mencionado también por James y Birge de que el color tiene acción indicadora del pH, siendo aquel más intenso cuando éste es más elevado (el color para el pH=10 es prácticamente dos veces mayor que para el pH = 2). Dichos experimentos comprueban, asimismo, que el color de las aguas es un fenómeno debido más bien a la dispersión de la luz y a la fluorescencia que a la simple absorción molecular de la energía luminosa.

El color de las aguas naturales se debe generalmente a los productos de la descomposición de la materia orgánica contenida en la fuente misma o al humus de los suelos adyacentes. Siendo

esto así, hay una relación cuantitativa entre el color y el carbono orgánico presente en el agua (17). El agua colorada contiene ácidos fúlvicos que constituyen la fracción más soluble del humus natural de los suelos y por esa razón se encuentran en el agua en mayor proporción que los demás componentes del humus, como son los ácidos húmico e himatomelánico. Por otro lado, Shapiro (20) basándose en análisis de espectroscopía infra-roja y ultra-violeta, cree que no se trata de ácidos derivados del humus del suelo, a pesar de la semejanza estructural que tienen con ellos, sino de otros que él ha denominado "humolímnicos", a esos "ácidos amarillos del agua". Según este autor, se trata de ácidos alifáticos no saturados polihidroxidicarboxílicos, con peso molecular aproximado de 456, peso que es bastante inferior al de las sustancias húmicas del suelo.

La polución puede afectar las propiedades ópticas de una fuente de agua debido a que puede aumentar el color y la turbidez. Sobre todo ciertos tipos de desechos industriales pueden incrementar mucho el color de un curso de agua, como por ejemplo, los desechos de industrias textiles, curtiembres (el tanino arrojado tiene un color muy acentuado, ya sea esté puro o combinado con el fierro natural del agua), etc. Un aumento apreciable de la turbidez ocurre siempre que haya polución debida a desagües domésticos o a varios otros tipos de desagües. Otras actividades humanas también pueden incidir para aumentar la turbidez y el color de los cursos de agua: irrigación de tierras destinadas a la agricultura, dragado de arena, quema de matorrales, etc.

En general, siempre que ocurre una disminución en la velocidad de un curso de agua, hay una tendencia hacia la disminución de la turbidez y del color en cierto grado, por sedimentación. Así, el represamiento de un río con elevada turbidez y color que prácticamente no permite la vida autotrófica puede mediante la reducción de esos factores crear condiciones apropiadas de luminosidad que permitan el desarrollo de una abundante flora clorofilada, desarrollo que estaría limitado tan sólo por los factores químicos (21) (22). Además del efecto óptico, la presencia del material en suspensión puede tener consecuencias más directas, nocivas para los microorganismos puesto que se adhieren a su superficie y los arrastra hacia el fondo (23).

2.3.1.4. Propiedades Debidas a la Absorción de los Rayos Solares. Variaciones de Temperatura. Es tractificación Térmica.

El estudio de las reacciones energéticas, y entre ellas las variaciones térmicas, que se verifican en una masa de agua desde el punto de vista del aprovechamiento de esas fuentes de energía por los microorganismos que la pueblan constituye sin lugar a dudas el capítulo más importante de la ecología. La transformación de energía dispersas o desordenadas en energía útil para la producción de trabajo es realizada con

un máximo de rendimiento por los organismos vivos o por el cuerpo de agua y los organismos cuando se les considera como un sistema transformador de energía en trabajo. Por otro lado, se sabe que la energía bajo la forma de calor constituye uno de los más importantes reguladores de los procesos vitales. La ley de Van't Hoff dice que la velocidad de las reacciones químicas aumenta de 2 a 3 veces siempre que se eleva la temperatura en 10°C. En gran parte, los fenómenos de fisiología celular son fenómenos de naturaleza química o físico-química luego, todos los procesos vitales que se realizan en un organismo son, dentro de ciertos límites, activados por la elevación de la temperatura. Al respecto existen dos formas de comportamiento característicos de dos tipos de organismos en la naturaleza. Algunos animales, llamados Homeotermos (aves y mamíferos) son capaces de mantener en su interior una temperatura constante, gracias a un dispositivo termostático que les permite aumentar la combustión de sustancias orgánicas con mayor consumo de oxígeno y producción de calor, siempre que su temperatura tienda a bajar; y a intensificar la transpiración (o evaporación fisiológica del agua a través de la superficie del cuerpo con el consiguiente consumo de calor la tiente de evaporación), cuando la temperatura tiende a elevarse demasiado. Los otros animales, denominados Poiquilotermos y todos los vegetales no tienen esa capacidad de regulación y por lo tanto la velocidad o intensidad de sus reacciones orgánicas está estrictamente limitada por la temperatura del medio ambiente, siendo mayor cuando ésta aumenta y disminuyendo a veces a niveles bajísimos cuando la temperatura del medio baja.

Casi la totalidad de los organismos acuáticos pertenece al segundo grupo, sin embargo, debido al calor específico del agua que es muy alto, dichos organismos no están sujetos a variaciones tan frecuentes de temperatura y por lo tanto de actividad orgánica, como lo están los organismos terrestres de comportamiento poiquilotérmico. En efecto, pocas son las sustancias que tienen mayor calor específico que el agua. Como consecuencia de este hecho, el clima acuático es mucho más estable que el clima atmosférico.

La mayor parte de las energías que producen calor en un cuerpo de agua proviene de las radiaciones solares. Además, la condensación del vapor sobre la superficie del agua puede, en ciertas circunstancias, proporcionar grandes cantidades de calor y los lagos o ríos alimentados por fuentes termales reciben una importante contribución del calor terrestre. Gran parte de ese calor recibido se pierde por radiación y por el fenómeno de la evaporación que consume cantidades apreciables de energía. También, se pierde una parte por conducción al fondo. Lo restante es responsable de la temperatura del agua, así como del movimiento interno del cuerpo de agua que se lleva a cabo en determinadas estaciones y que resulta de las variaciones de la densidad provocadas por el calentamiento o enfriamiento del agua (10).

La diferencia de temperatura que hay entre la capa de

aire que se halla en contacto inmediato con la superficie del agua y el cuerpo de agua mismo, constituye una condición necesaria y suficiente para que se lleve a cabo un intercambio de calor entre ellos.

La capacidad de penetración de las radiaciones en un medio acuático no sólo depende de la energía solar, sino también de la cantidad de material pigmentado que contiene el cuerpo de agua y que ofrece resistencia a esa penetración (24). Las partículas que existen en suspensión absorben la mayor parte de las radiaciones transformando su energía en energía calorífica de tal manera que, especialmente en aguas turbias, solamente las capas muy superficiales son afectadas directamente por las radiaciones solares alterando su temperatura. Así, en el agua destilada (que tiene un grado máximo de transparencia) se observa lo siguiente: si se emplea radiaciones de gran capacidad de penetración como son las de color verde-azulado (500 m μ), aproximadamente el 29% de esas radiaciones quedan retenidas en los primeros 30 cm. de profundidad, lo que corresponde a una retención del 97% en los primeros tres metros. Si se considera que gran parte de la energía solar es emitida bajo la forma de radiaciones de 1 μ ó más y que los cuerpos naturales de agua nunca dejan de tener sustancias coloreadas o turbidez, es fácil comprender que las regiones muy superficiales son las únicas que pueden ser térmicamente afectadas por la absorción directa de las radiaciones solares. La transferencia de calor de estas regiones hacia las capas más profundas se realiza principalmente por movimientos de circulación provocados por la diferencia de densidades entre las regiones con temperaturas diferentes o por la acción mixturadora del viento sobre la superficie del agua, o bien por la corriente como en el caso de los ríos. La transmisión del calor en el agua, por conducción, es sumamente lenta igual que en el aire pudiendo desprejarse su papel en los fenómenos térmicos que se observan en los cuerpos de agua.

En la práctica, se ha comprobado que cerca del 99% de la radiación total que llega al agua es absorbida en los primeros diez metros de profundidad (10). Siendo esto así, no se observa gran variación de temperatura en la capa superior de un lago, pero a partir de los 12 metros de profundidad disminuye rápidamente. Sabiendo que las variaciones de temperatura implican grandes alteraciones en la densidad del agua, es perfectamente aceptable la razón de ser de las capas o estratos muy estables, que se encuentran con frecuencia en los lagos con profundidades superiores a los 12 metros. Aunque existen muy pocos estudios al respecto en lagos de clima subtropical, los trabajos de Kleerekoper (25), ya antiguos, indican la existencia de tal estratificación aún en lagos de relativamente pequeña profundidad, como es la Represa de Guarapiranga en Sao Paulo, Brasil. Sin embargo, tales estudios no han sido confirmados y Wright (26) que hizo trabajos de investigación casi al mismo tiempo y en las mismas aguas, aunque no con la misma intensidad, no cree en la estabilidad de esa estratificación.

La primera capa o región de un lago estratificado, es decir, aquellas que está comprendida entre la superficie y los 10 metros de profundidad aproximadamente, recibe el nombre de epilimnio; la capa intermedia en la cual se produce una caída brusca de la temperatura se denomina termoclina, capa de discontinuidad o metalimnio; la capa inferior, situada por debajo de los 20 metros y donde las variaciones de temperatura son muy pequeñas, se llama hipolimnio. La última capa llega a acumular una cantidad considerable de calor puesto que no puede entregarlo al aire, y gracias a ello, no tiene una gradiente de temperatura muy elevada.

La distribución del calor entre las diferentes capas de un lago no se realiza por simple absorción de las radiaciones, sino gracias al impulso de las moléculas del agua a lo largo de la superficie generado por el viento y que origina una circulación dentro del volumen de agua. Entonces, ¿cómo explicar el hecho de que las capas no se mezclan entre sí, uniformizando la temperatura en todo el lago? La presión del viento, tangente a la superficie del lago, hace que las partículas del agua se deslicen sobre dicha superficie, siguiendo el sentido del viento, hasta llegar a la orilla opuesta. Allí las partículas chocan con el borde y descienden hacia el fondo del lago. Si más abajo existe una capa más fría, ésta funciona como una verdadera barrera física que impide el movimiento de descenso de las moléculas debido a que el agua más fría tiene una densidad mayor, ofreciendo así una gran resistencia a la mezcla. Por este motivo, las partículas de la capa superior regresan en sentido contrario hacia la otra orilla deslizándose sobre la capa más densa y sin llegar a calentarla.

Este fenómeno, como es fácil comprender, no se realiza de la misma manera durante todo el año. En las estaciones en que la temperatura es elevada el calor puede ir, poco a poco, llegando hasta las capas más profundas del lago de tal manera que va eliminando o haciendo menos pronunciadas las diferencias de densidad. Entonces la capa que constituye la termoclina también dejará, poco a poco, de ofrecer resistencia física a la mezcla ayudando así a que las regiones profundas se calienten más rápidamente hasta que se establece una circulación total de todo el líquido. Luego las moléculas de la superficie impulsadas por el viento, al llegar a la orilla, bajan hacia el fondo del lago sin encontrar obstáculo y de allí vuelven en sentido contrario deslizándose sobre el fondo hasta la orilla opuesta de donde suben a la superficie. En un lago de clima templado, el ciclo anual de temperatura se realiza de la siguiente forma:

Circulación Total de Primavera. Al comenzar la primavera en las regiones de clima templado, después del deshielo de la superficie de los lagos, hay una elevación de la temperatura en todo el cuerpo de agua pero ésta no llega a pasar de los 4°C. En esa etapa la llamada estabilidad de estratificación del lago es igual a cero, lo que significa que cualquier indicio de la formación de capas de diferentes densidades es destruido por los vientos, aún por los de poca intensidad. Ade-

más del viento que provoca la mezcla, se debe recordar que al calentarse las capas superiores (de 0 °C) su densidad aumenta y tienden a descender hacia el fondo. Por ejemplo, si el calentamiento superficial llegase hasta los 4°C, esa capa descendería hasta el fondo provocando una revolución de todas las capas y por lo tanto la uniformización de la temperatura en todo el lago. Así, habría una mezcla total del agua y la temperatura permanecería uniforme. A medida que la temperatura atmosférica se eleva también hay un aumento gradual en todo el cuerpo de agua, gracias al movimiento producido por la acción de los vientos. Evidentemente, en regiones donde los vientos son más fuertes y frecuentes todo el lago alcanzará temperaturas más elevadas, resistiendo así a la estratificación con mayor probabilidad que en las regiones donde hay pocos vientos.

Estacamiento de Verano. Como resultado de la elevación más acentuada de la temperatura atmosférica en el verano, hay un calentamiento progresivo de la superficie de las aguas (sobre todo si no hay vientos fuertes) que hace que éstas adquieran rápidamente una temperatura sensiblemente superior a la de las regiones más profundas. Una vez que esto se realiza ya no es posible la mezcla de las capas de diferentes densidades y la circulación se lleva a cabo sólo en la región superior. Así se establece la termoclina, cuya posición no es muy bien definida al comienzo del verano, pero más tarde se estabiliza cerca al centro de gravedad del lago, dando entonces un máximo de estabilidad de estratificación al agua. La temperatura de la capa más profunda del lago puede variar de acuerdo a las condiciones iniciales del proceso. Así por ejemplo, si en la fase final del período de circulación de primavera sopla mucho viento de tal manera que dificultase el establecimiento de la estratificación, todo el volumen de agua adquiriría una temperatura más elevada y permanecería en el hipolimnio al contrario de lo que ocurriría si no hubiese viento, caso en que la capa más profunda permanecería a una temperatura próxima a los 4°C.

Circulación Parcial de Otoño. Se realiza gracias a la destrucción progresiva de la estratificación originada por el descenso gradual de la temperatura en la superficie. Como consecuencia, se inicia una introducción cada vez mayor de las capas superiores en la termoclina provocando su calentamiento, en un proceso lento de uniformización de la temperatura. Cuando esa uniformización es completa se tiene la etapa de circulación total de otoño.

Estancamiento de Invierno. Una vez uniformizada la temperatura de todo el volumen de agua, continúa bajando hasta llegar a temperaturas inferiores a los 4°C. Entonces, se produce una inversión de la estratificación del lago y debido al hecho de que el agua a los 4°C tiene la máxima densidad, esa capa permanecerá en el fondo del lago y las otras capas de menor temperatura se situarán por encima de ella. La capa más superficial se congela y eso da origen a un nuevo período de estancamiento ya que el hielo protege la superficie contra la acción de los vientos.

En los lagos de las regiones ecuatoriales, sub-tropicales, etc., también se observan idénticos fenómenos de estratificación pero con intensidad y periodicidad diferentes. Así es como en un lago tropical a pesar de que sus aguas tienen siempre una temperatura relativamente elevada y nunca hay formación de hielo o llega a tener la temperatura de 4°C, la estabilidad de estratificación es casi tan grande como en los lagos templados. Esto se explica de la siguiente manera: se sabe que las variaciones de densidad del agua debidas a las modificaciones de la temperatura, son mucho mayores a temperaturas altas que a las bajas. Debido a ello es que entre los 24 y 25°C se observa una variación de densidad treinta veces mayor que entre 4 y 5°C. Como resultado de esto, se tiene que una diferencia de pocos grados en la temperatura de dos capas de agua en un lago tropical es suficiente para provocar una diferencia grande de densidades o la necesaria para proporcionar una gran estabilidad de estratificación (25). Otra consecuencia de este mismo hecho, es que, en los climas tropicales, un pequeño enfriamiento de las capas superficiales produce diferencias tan grandes en la densidad que su descenso hacia el fondo da origen a corrientes mucho más intensas en el período de circulación de otoño que en los lagos templados, donde la temperatura del agua está alrededor de los 4°C y cuyo calentamiento provoca diferencias infinitesimales en la densidad. Esas corrientes promueven el enfriamiento del hipolimnio y la mezcla de las capas de agua, aún sin la intervención de los vientos.

En las regiones tropicales, la temperatura de la superficie de los lagos nunca es menor de los 20 ó 30°C. A pesar de ello, esa pequeña gradiente térmica puede dar origen a una gradiente de la densidad suficiente como para provocar la estratificación estable. En esos lagos se produce solamente un período de circulación total en las épocas más frías del año.

En las regiones sub-tropicales, los fenómenos de estratificación y circulación son semejantes entodo a los que se producen en las regiones templadas, con la única diferencia de que en ellas nunca se observa el fenómeno de la estratificación inversa que ocurre todos los años en los lagos templados siempre que la temperatura del agua sea inferior a los 4°C.

En las regiones polares y sub-polares los lagos se caracterizan por una gradiente térmica en que la temperatura superficial rara vez (o nunca) es superior a los 4°C. La capa de hielo que se forma impide la acción del viento la mayor parte del año, existiendo los fenómenos de circulación solamente en el verano o en el verano y otoño (lagos sub-polares).

La introducción de desechos en un cuerpo de agua puede afectar sus características térmicas de diferentes maneras: el aumento de la cantidad de material en solución o en suspensión que, como se ha visto en páginas anteriores, puede reducir la penetrabilidad de las radiaciones, elevando la temperatura de las capas superficiales. En la represa Billings de Sao Paulo, Brasil, en las áreas caracterizadas por gran cantidad de materias en suspensión y una coloración cenicienta oscura y aún

en las zonas ya autopurificadas que contienen gran cantidad de flocs de algas azules en la superficie, las diferencias de temperatura entre la superficie y los 8 metros de profundidad son ligeramente superiores a las que se observan en las zonas de aguas limpias. Los propios fenómenos de oxidación biológica de la materia orgánica pueden producir la elevación de la temperatura en áreas localizadas. Se observa con frecuencia en los ríos en cuyos lechos se depositan cantidades apreciables de lodo de desagües o material proveniente de la caída de las hojas, un calentamiento perceptible del fondo. Finalmente, la causa principal del calentamiento de los ríos consiste en el lanzamiento a su cauce de desechos industriales de temperatura elevada o, con más frecuencia, del agua de sistemas de refrigeración de calderos o de máquinas térmicas, entre los cuales se destacan las plantas generadoras de electricidad.

La consecuencia principal de la elevación de la temperatura del agua de una fuente cualquiera está relacionada con la pérdida de oxígeno. La solubilidad del oxígeno en el agua, así como la de otros gases, es mayor cuanto menor es la temperatura. El calentamiento empobrece al agua en oxígeno y puede dar como resultado lo siguiente: sustitución de los procesos aerobios de descomposición de la materia orgánica presente en el agua, por procesos anaerobios con la consiguiente producción de mal olor debido al desprendimiento de metano, mercaptans, ácido sulfhídrico, etc.; asfixia de los organismos acuáticos aerobios, tales como peces y otros que mueren en gran cantidad agravando aún más las consecuencias de la putrefacción; mayor solubilidad de los compuestos de fierro, lo que dificulta la utilización de esa agua para abastecimiento público; reducción de la potabilidad del agua, etc. Por otro lado, según las observaciones de Arnold (27), la elevación de la temperatura puede beneficiar el tratamiento de las aguas en varios otros aspectos; por ejemplo, aumentando la solubilidad del sulfato de cobre y otros compuestos empleados en el tratamiento del agua, proporcionando así una economía de material, o aún disminuyendo la solubilidad del fierro y del calcio facilitando su precipitación.

2.3.2. Propiedades Químicas de los Cuerpos de Agua.

Una de las más importantes características del agua es su gran capacidad para disolver sustancias iónicas o moleculares, dando origen a soluciones electrolíticas o no electrolíticas (verdaderas soluciones). En el caso de la formación de soluciones iónicas y coloidales del tipo gel, donde las micelas dispersas en la fase líquida constituyen partículas dotadas de altas cargas electrostáticas, esa capacidad resulta de la alta constante dieléctrica que caracteriza no sólo al agua sino también a otros líquidos que contienen hidrógeno en su molécula. Con relación a la formación de soluciones no electrolíticas, el alto poder disolvente del agua se debe a su peculiar estructura molecular que hace posible la existencia de puentes de hidrógeno de una a otra molécula (2).

De esa enorme capacidad que tiene el agua de disolver - sustancias resulta que sea prácticamente imposible obtener, aún en el laboratorio, un agua que sea absolutamente libre de impurezas. Y cuando se trata de cuerpos de agua naturales expuestos al aire o al contacto con las rocas, el suelo, la materia orgánica proveniente de vegetales ribereños, etc., se comprende perfectamente que tales aguas, es decir, el agua de los ríos, lagos y mares contengan invariablemente sustancias en solución, ya sea bajo la forma de gases, en forma iónica o molecular, o en forma de miscelas coloidales o de partículas en suspensión. La misma agua de lluvia cuando atraviesa la atmósfera cargada de polvo y del humo de las fábricas y aún el agua que en forma de gotitas constituye las nubes, contienen pequeñas cantidades de sulfatos, cloruros, etc., y a veces cantidades apreciables de amoníaco, nitratos, etc.

Las características cualitativas y cuantitativas de la flora y fauna que habitan en una fuente de agua determinada, dependen, estrictamente de la cantidad y de la proporción que hay entre cada uno de los diferentes elementos que están presentes en esa agua. De ellos, los que se encuentran en concentraciones mínimas, es decir, concentraciones apenas superiores a las mínimas exigidas por una determinada especie animal o vegetal, son los que desempeñan un papel decisivo y directo con relación a la abundancia de esa especie. Esa ley, llamada ley de Liebig o ley del mínimo se puede enunciar así: la abundancia de un organismo en un medio dado es proporcional a la concentración del elemento fertilizante asimilable que se encuentra en la cantidad mínima requerida por ese organismo (6). Actualmente ese concepto ha sufrido modificaciones en virtud de los conocimientos más detallados que se tienen con respecto a la interacción de los diferentes elementos que constituyen un medio. La ley en referencia hace pensar que los diferentes factores ambientales actúan independientemente, de tal manera que si uno se encuentra en cantidad limitada ningún efecto resulta de la variación de los otros factores. Hoy en día se sabe que el simple control del factor en mínimo no es una cosa absoluta puesto que apenas reduce, sin llegar a eliminar, la influencia de los demás factores. Esto llevó a Welch a la conclusión de que: "La comprensión de las condiciones necesarias para la producción biológica depende no sólo del reconocimiento de cada uno de los factores que intervienen en ella y de la medida de su cantidad o intensidad, sino también del conocimiento de la forma cómo cada uno de ellos se comporta en presencia de los demás, lo que hace aún más complicado el problema". (28).

Los organismos vivos existen prácticamente en todas las aguas naturales, cualquiera que sea su composición química con excepción de las aguas que contienen sustancias fuertemente tóxicas. Aún en las aguas en las cuales se encuentran condiciones inapropiadas para el desarrollo de la mayoría de las especies, como son por ejemplo los medios muy polucionados, existen ciertas especies que se adaptan a ellos. Esas especies al encontrarse libres de la competencia de otros organismos consiguen reproducirse con facilidad. Por lo tanto, di-

chos ambientes se caracterizan por tener un número reducido de especies pero representadas por un gran número de individuos. Por el contrario, los ambientes más propicios a la vida de la mayoría de las especies y donde hay gran concurrencia de ellas, se encuentra un gran número de especies con pocos representantes de cada una. Cuanto más fácilmente utilizables son las fuentes de energía que existen en un medio, tanto mayor es el número de especies capaces de vivir en él y menor el número de individuos de cada especie.

En general, un factor importante en la limitación de la vida en las aguas es la salinidad del medio. La vida vegetal exige una cierta concentración de sales minerales; por otro lado, una salinidad excesiva impide el desarrollo de gran número de especies que son incapaces de defenderse contra la pérdida de agua originada por la elevada presión osmótica del medio. Thienemann, estudiando algunos lagos salados de Westfalia, Alemania, comprobó que en los ambientes cuya salinidad era superior al 3% vivían 64 especies de animales; en los lagos cuya concentración variaba entre 3 y 10% encontró 38 especies; en los que tenían 16% apenas 12 especies; y en los que tenían concentración entre 16 y 20% había una sola especie, representada por un número excepcionalmente grande de individuos (10).

Como consecuencia, sobre todo, de las diferencias de temperatura y de densidad que existen en las distintas profundidades, las sustancias químicas, especialmente los gases, disueltos en el agua se encuentran distribuidos en forma estratificada y no homogénea. Esa estratificación química es a su vez responsable de una estratificación bioquímica en el cuerpo de agua, originada por una distribución no uniforme de sus habitantes de acuerdo a sus necesidades de oxígeno y sustancias nutritivas. En un cuerpo de agua, se puede distinguir dos zonas más o menos definidas de acuerdo al tipo de actividad orgánica que prevalece: una zona superficial, llamada zona trofógena, donde se realiza la absorción de la mayor parte de la luz y por consiguiente, se llevan a cabo las reacciones de fotosíntesis por encima del punto de compensación y la producción de materia orgánica; y una segunda zona, situada por debajo de la primera, donde por el contrario predominan los procesos de desasimilación o descomposición y por eso denominada zona trofólítica.

En los lagos en los cuales se realiza el fenómeno del estancamiento de verano, la zona trofógena queda limitada al epilimnio y a veces incluye también a la termoclina, mientras que la zona trofólítica está constituida por el hipolimnio.

2.3.2.1. Distribución de los Gases.

La concentración de los gases disueltos en el agua depende principalmente de la presión parcial del gas considerado (siempre que se trata de gases atmosféricos) y de la temperatura. Para conocer la presión parcial de un gas es necesario

tomar en consideración la presión total del aire y la proporción en que ese gas entra en la mezcla del mismo. Además, es preciso que se tenga en cuenta el grado de solubilidad específica de cada gas para determinadas temperaturas y presiones ya que la solubilidad disminuye con la elevación de la temperatura y en general, esa disminución no se realiza según una línea recta que es la representación de una función de primer grado.

Las relaciones entre presión, temperatura y calidad de los gases disueltos tienen una importancia fundamental en los estudios limnológicos. En un cuerpo de agua, la vida, sobre todo animal, depende de la cantidad de oxígeno disuelto y como éste varía en las diferentes regiones, caracterizadas por distintas presiones y temperaturas, se hace indispensable el conocimiento de estas últimas a fin de evaluar las posibilidades de vida a las diversas especies en cada región. Muchos animales, como por ejemplo, los peces salmonídeos (truchas y salmones) buscan las regiones más frías de un lago o de un río no tanto porque son susceptibles a las temperaturas elevadas sino porque tienen mayores exigencias con respecto a la cantidad de oxígeno disuelto. Del mismo modo, se observan fenómenos semejantes en los vegetales: se sabe que entre las algas de agua dulce, algunas tienen la capacidad de tomar el anhídrido carbónico de equilibrio, cedido por los bicarbonatos como fuente directa de carbono para la fotosíntesis, mientras que otras solamente pueden vivir en ambientes que tienen un alto contenido de CO_2 agresivo. La temperatura tiene una influencia directa en la relación que hay entre el CO_2 , bicarbonatos y carbonatos. En un agua que contiene elevada concentración de carbonatos se consumen grandes cantidades de anhídrido carbónico para la transformación de los carbonatos en bicarbonatos y por lo tanto, si esa agua tuviera una temperatura elevada no habría exceso de anhídrido carbónico que permaneciese en estado libre. Solamente cuando el agua está a una temperatura baja es capaz de retener suficiente cantidad de anhídrido carbónico como para que alcance en la transformación de todo el carbonato en bicarbonato y todavía haya un exceso que permanezca libre y utilizable por las algas que son incapaces de emplear directamente el CO_2 de equilibrio. Tales algas tendrán su ciclo de vida indirectamente limitado por el factor temperatura, aunque en este caso, el anhídrido carbónico sea el verdadero factor limitativo.

2.3.2.1.1. Oxígeno.

Un litro de aire contiene en números redondos 210 mg de oxígeno y 790 mg de nitrógeno (incluyendo los gases raros y anhídrido carbónico que existen en muy pequeñas cantidades). A la temperatura de 20°C el agua tiene un coeficiente de absorción para esos gases de 1:32 y 1:65 respectivamente. Luego, un litro de agua a 20°C , expuesto al aire a presión normal al nivel del mar, contendrá en solución 9.08 mg de oxígeno y 12.3 mg de nitrógeno. Ahora bien, el coeficiente de absorción de los gases por el agua disminuye con el aumento de la temperatura. Siendo esto así, por ejemplo a una temperatura de 5°C los valo-

res mencionados anteriormente serán modificados a 12.77 mg de oxígeno y 16.8 mg de nitrógeno. En función de ello se podría esperar que en un lago la cantidad de oxígeno disuelto fuese siempre mayor donde la temperatura fuese más baja. Esto que sería decir que en un período de estratificación en el que la temperatura del lago variase de 20°C en la superficie a 4°C en el fondo, la curva del oxígeno disuelto, con relación a la profundidad, sería exactamente inversa a la curva de la temperatura. Sin embargo, raras veces se realiza ese fenómeno puesto que se consumen grandes cantidades de oxígeno en las regiones profundas debido a la oxidación de sustancias orgánicas que precipitan y a la respiración de animales y bacterias aerobias que viven allí (2). Otros aspectos de la solubilidad del oxígeno en el agua se discutirán en el Capítulo 6.

En los lagos oligotróficos que generalmente son profundos, de aguas claras, pobres en sustancias nutritivas orgánicas y minerales y por lo tanto en plancton animal y vegetal, la cantidad de oxígeno permanece más o menos constante desde la superficie hasta el fondo. Por otro lado, en lagos poco profundos, ricos en materia orgánica putrescible y en plancton, llamados lagos eutróficos, la cantidad de ese gas disminuye sensiblemente (hasta cero algunas veces) en las regiones profundas. Siendo esto así, se puede tener una idea bastante aproximada de la productividad de un lago a través de su curva de oxígeno, puesto que la cantidad de materia oxidable contenida en un agua, constituye al mismo tiempo la fuente de energía utilizable por los organismos animales y la causa de la depresión del oxígeno en las regiones donde se acumula en mayores cantidades.

Las zonas superiores, donde hay mayor acceso a la luz son todavía más enriquecidas por el oxígeno producido en la fotosíntesis de los vegetales. También se debe recordar que la elevación de la temperatura en algunas regiones aumenta la velocidad de las reacciones de oxidación y la actividad respiratoria de los organismos acuáticos, las que contribuyen a un mayor consumo de oxígeno. Los lagos térmicamente estratificados pueden ser mucho más ricos en oxígeno en el metalimnio que en la superficie (Hutchinson (2) menciona casos hasta de 380% de saturación en esa capa), lo que hace que ciertos animales, por lo menos en las épocas más calientes del año, busquen esas regiones más profundas. Las aguas claras, ricas en sustancias nutritivas y en las que hay proliferación de microorganismos clorofilados puede llegar a tener grandes cantidades de oxígeno.

Los organismos sub-acuáticos se sirven de los más variados procesos y mecanismos para obtener el oxígeno indispensable para su respiración. Muchos de ellos realizan el cambio de gases por ósmosis a través de los tejidos de la superficie del cuerpo, gracias a la diferencia de presiones parciales del anhídrido carbónico y el oxígeno que existe dentro y fuera del cuerpo del organismo y que tienden a equilibrarse. Otros como los crustáceos y los peces tienen órganos especialmente destinados a realizar esos cambios con el medio acuático.

co denominados branquias. Muchos insectos adultos o en estado de larvas no son capaces de tomar el oxígeno disuelto en el agua y tienen órganos especiales en forma de tubos más o menos largos (de acuerdo al nivel en que viven) y elásticos que les permiten respirar el aire atmosférico. Un mecanismo muy interesante es el que tienen algunos escarabajos y hemípteros acuáticos que poseen una superficie ventral "no mojable" donde están situados los orificios respiratorios. Salen a la superficie del agua, exponen la región ventral al aire llevándola con una gran burbuja de aire y en seguida se sumergen nuevamente. Posteriormente, a medida que van utilizando el oxígeno devuelven en su lugar anhídrido carbónico al interior de la burbuja la cual contiene además nitrógeno y gases raros. Así, cada vez más, el aire contenido en la burbuja se irá enriqueciendo en anhídrido carbónico, estableciéndose una diferencia de presiones parciales entre este gas y el medio acuático, el cual a su vez se encuentra más rico en oxígeno. Como consecuencia de ese estado hay un intercambio de los dos gases a través de la interface aire-agua. De ese modo, ese verdadero "pulmón" constituido por la burbuja de aire renueva su concentración de oxígeno eliminando el anhídrido carbónico al medio y manteniéndose prácticamente constante y disminuyendo lentamente sólo por disolución progresiva del contenido de nitrógeno, lo que obliga al animal a la renovación periódica.

Como ya se dijo anteriormente, la cantidad de oxígeno disponible en un río o lago sufre grandes reducciones con la introducción de materia orgánica, siendo por ese motivo muy pobres en ese gas las aguas que reciben una fuerte descarga de desagues. La oxidación de la materia orgánica se realiza gracias a la acción catalizadora de innumerables microorganismos, entre los que predominan las bacterias aerobias, y ese proceso requiere una cierta cantidad de oxígeno. Este asunto se discutirá con mayor detalle en el Capítulo 6.

La expresión Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) que se emplea para representar el valor de la polución producida por la materia orgánica biológicamente oxidable, corresponde a la cantidad de oxígeno utilizado por los microorganismos de los desagues o aguas polucionadas durante el proceso de la oxidación biológica, en una muestra dada que ha sido mantenida a una temperatura determinada y por un espacio de tiempo establecido.

Esa demanda puede llegar a ser tan grande que se consuma todo el Oxígeno Disuelto (OD) del agua lo que provocaría muerte de todos los organismos aerobios de respiración subacuática. Entonces, en esas regiones se desarrollaría una fauna característica constituida por animales capaces de utilizar el oxígeno combinado además de otros (sobre todo larvas de insectos) que provisto de tubos respiran el aire atmosférico a través de la superficie. La presencia de desagues en un agua afecta también a la flora fotosintetizante, más la reducción que ella sufre no solamente es debido a la ausencia de oxígeno durante la noche, sino principalmente a la presencia de sustancias tóxicas y a la poca penetrabilidad de la luz solar en esas aguas que generalmente son de color oscuro.

2.3.2.1.2. Anhídrido Carbónico y Concentración de Hidrógeno.

La distribución de anhídrido carbónico en un cuerpo de agua es exactamente opuesta a la del oxígeno ya que ambos gases tienen la gradiente determinada por la misma acción biológica. Si se considera la estratificación que existe en un lago, como la diferencia de iluminación entre la región superficial y las regiones profundas, se verá que existen dos regiones características en dichos cuerpos de agua: una zona trofógena, superficial, en la que hay una gran producción de oxígeno por medio de la fotosíntesis; otra más profunda, trofólitica, rica en sustancias que precipitan y caracterizada por la presencia de gran cantidad de organismos animales y bacterias heterotróficas que consumen materia orgánica y oxígeno y enriqueciendo el medio en anhídrido carbónico. Ese anhídrido carbónico producido en las regiones profundas no se pierde porque no puede atravesar la termoclina y permanece en estado libre o combinado, mientras que el oxígeno formado en la superficie es capa hacia la atmósfera con la cual está en contacto. Se realizan intercambios de oxígeno entre el aire y el agua en los que esta última funciona como productora (durante el día) o bien como receptora (durante la noche cuando predominan las actividades respiratorias dentro del cuerpo de agua) de oxígeno.

El anhídrido carbónico es de importancia fundamental para el metabolismo de las algas y de otros organismos vegetales fotosintetizantes. Su presencia en un cuerpo de agua se debe sobre todo a las aguas de lluvia que lo reciben en pequeñas cantidades del aire atmosférico (en zonas industriales) y en mayor cantidad del humus, constituido de materia orgánica en descomposición, de los suelos que atraviesa. También constituye una fuente importante de anhídrido carbónico la misma materia orgánica que en el interior del agua es consumida y oxidada por la actividad metabólica de los organismos heterotróficos.

El anhídrido carbónico al llegar al agua se combina con ella formando un ácido débil, el ácido carbónico. Sin embargo, si el agua fuera rica en carbonatos -sobre todo carbonato de calcio, como sucede cuando las aguas recorren regiones calcáreas- el anhídrido carbónico se combina con dichas sales transformándolas en bicarbonatos que, al contrario de los primeros, son solubles. La reacción es como sigue:



De esta manera en un agua, la presencia de bicarbonatos en solución o de carbonatos precipitados depende de la mayor o menor cantidad de anhídrido carbónico presente en el medio. Por ejemplo, ocurre con frecuencia el fenómeno geológico que consiste en la precipitación mucho más intensiva de material calcáreo durante los períodos de verano que de invierno, como resultado del hecho de que el anhídrido carbónico es mucho menos soluble en aguas calientes que en las frías y se escapa

en el verano sin permitir la solubilización de los carbonatos que entonces precipitan. Un fenómeno de idéntica naturaleza ocurre todos los días en las tuberías de agua caliente en las residencias, las cuales son obstruidas por la precipitación de carbonato de calcio, mientras que en las tuberías de agua fría, éste se mantiene en solución formando bicarbonatos, gracias a la mayor concentración de anhídrido carbónico.

Sin embargo, el anhídrido carbónico nunca es consumido totalmente en la reacción con los carbonatos. Aún cuando hay un exceso de esa sal, hay presencia de una cierta cantidad de anhídrido carbónico, denominada anhídrido carbónico de equilibrio, y es responsable por la proporción estable de bicarbonatos que hay en el agua. Si por cualquier proceso se extraese el anhídrido carbónico del agua, parte de los bicarbonatos presentes se convierten en carbonatos liberando una cantidad equivalente de anhídrido carbónico. Sin embargo, cuando todo el carbonato presente se ha transformado en bicarbonatos, además de la fracción de equilibrio, puede haber un exceso de anhídrido carbónico libre, denominado anhídrido carbónico agresivo, que puede reaccionar con nuevas cantidades de carbonatos que se agregan al medio.

El anhídrido carbónico agresivo se combina parcialmente con el agua para formar ácido carbónico y es el principal responsable de su acidez. La solubilización del CO_2 de la atmósfera ya es suficiente para producir en las gotas de lluvia antes de que caigan al suelo, un pH sensiblemente bajo, el que se reduce aún más durante el recorrido que hace el agua de lluvia a través del suelo y entrar en contacto con la actividad de los microorganismos productores de humus en el proceso de la oxidación orgánica. Al llegar esta agua a un cuerpo de agua puede tener un pH de 4 ó 5. Sin embargo, esa situación resulta grandemente alterada dentro del cuerpo de agua donde intervienen muchos otros factores, sobre todo en aguas carbonatadas en las que el pH es determinado por la relación que hay entre el CO_2 y los carbonatos, o mejor, por la relación que hay entre los iones H que resultan de la disociación del H_2CO_3 y los iones OH provenientes de la hidrólisis de los bicarbonatos. En esas condiciones se produce el efecto tampón de la mezcla carbonatos-ácido carbónico, el cual dificulta la posibilidad de fluctuación del pH más allá de límites más o menos estrechos. Solamente las aguas relativamente pobres en carbonatos, pero cuyo enriquecimiento en anhídrido carbónico puede llevar a una concentración elevada de CO_2 agresivo, llegan a tener un pH inferior a 6.

El efecto tampón es muy importante desde el punto de vista ecológico. Todos los líquidos existentes dentro de los organismos vivos son "tamponados". Así, por ejemplo, en la sangre existe un tampón carbonato y en la orina un tampón fosfático. Esto porque los organismos en general son sensibles a las grandes variaciones del pH, ya sea del medio interno o del externo. Las aguas pobremente tamponadas pueden volverse ácidas debido a un enriquecimiento en CO_2 , o alcalinas cuando hay una reproducción intensa de los vegetales por fotosíntesis y en

la que consumen gran cantidad de CO_2 . Las algas por ejemplo, muchas veces a pesar de exigir un ambiente caracterizado por variaciones del pH entre límites muy estrechos, en ciertas aguas, pueden ser capaces de producir una alteración del pH más allá de esos límites lo que resulta en perjuicio de su propia especie. Esos organismos fotosintetizantes utilizan el CO_2 agresivo mientras éste existe y luego pasan a consumir el CO_2 de equilibrio de lo que resulta la precipitación de carbonatos insolubles.

2.3.2.2. Sales Minerales.

La cantidad específica de las diferentes sales minerales que existen en solución en las aguas dulces tiene mucha mayor influencia en la vida de los organismos vegetales que en las de los animales. En efecto, los organismos autotróficos para realizar la síntesis de las moléculas de los compuestos orgánicos complejos, además del carbono que obtienen del anhídrido carbónico y el oxígeno e hidrógeno del agua, necesitan varios otros elementos en cantidades pequeñísimas y que se encuentran en el ambiente bajo la forma de sales minerales. El nitrógeno, fósforo, azufre, magnesio, potasio, calcio y hierro son muy conocidos como elementos esenciales para el crecimiento de los vegetales. Sin embargo, recientemente se ha comprobado que un gran número de otros elementos que son absolutamente indispensables para el metabolismo vegetal no eran considerados anteriormente debido a las cantidades tan diminutas en que son requeridos. Generalmente, todas las aguas contienen esas cantidades, inclusive el agua destilada obtenida en el laboratorio por los métodos y equipo corrientes. Estos elementos son considerados como micronutrientes en oposición a los macro o meganutrientes que son los diez nombrados más arriba. En un medio de cultivo, para suministrar a las algas todos los micronutrientes indispensables se acostumbra agregar a la solución preparada con porcentajes determinados de las sales de los distintos elementos macronutritivos, una pequeña porción de tierra fértil o de un extracto de ella.

Las aguas dulces contienen normalmente en forma de solución: carbonatos, sulfatos, cloruros, silicatos, nitratos y fosfatos de calcio, magnesio, sodio, potasio y hierro en diferentes proporciones que dependen de la naturaleza geológica de los terrenos adyacentes, de la materia orgánica arrojada al agua y además de otros factores indirectos como son la temperatura, cantidad de anhídrido carbónico o de oxígeno, etc, que aumentan o disminuyen la solubilidad de ellos en el agua. Algunas aguas pueden llegar a contener cantidades muy elevadas de algunas sales mientras que de otras muy poco. Se puede citar algunos ejemplos de abundancia como: boratos (lagos de California y varias otras regiones del mundo en donde se cristaliza el borax en las márgenes y es explotado comercialmente); sulfuros (muy frecuente en las aguas de fuentes termales); carbonatos (en las aguas "duras" de los terrenos calcáreos) y cloruros (como ocurre en innumerables lagos en terrenos salinos en todo el mundo). En esos casos, la elevada concentración de sales puede dar origen a una selección de los organismos acuáticos mediante el factor osmótico. De todos

los elementos minerales, los que generalmente existen en cantidades inferiores al óptimo requerido para el desarrollo de las algas son los nitratos y los fosfatos. Por esta razón las aguas naturales contienen, por lo general, pequeña densidad de algas a no ser de que reciban una descarga de materia orgánica, cuya oxidación dé origen a concentraciones más elevadas de esas sales.

Las sales minerales, especialmente las dos últimas que se han mencionado, merecen atención particular de parte de los ingenieros sanitarios. El objetivo del proyectista u operador de una planta de tratamiento de agua debe ser la reducción de ellos en una fuente de abastecimiento para no correr el riesgo de tener problemas futuros debido a la proliferación excesiva de organismos nocivos.

2.3.2.2.1. Compuestos de Nitrógeno.

Las aguas naturales en general contienen nitratos en solución y también, sobre todo si se trata de aguas que reciben desagües, pueden contener cantidades variables de compuestos más complejos, o menos oxidados, tales como: compuestos orgánicos cuaternarios, amoníaco y nitritos. En general, la presencia de éstos indica una polución reciente, porque esas sustancias son oxidadas rápidamente en el agua por acción de las bacterias nitrificantes (ver los Capítulos 1 y 6). Por esa razón constituyen un índice importante de la presencia de desechos orgánicos recientes. Ciertas algas del grupo de las xantofíceas y algunas bacterias son capaces de reducir los nitratos, llegando a producir concentraciones bastante elevadas de nitritos en volúmenes pequeños de agua, como sucede en las pozas o charcos donde ellas proliferan en gran abundancia.

Sin embargo, no son éstas las únicas fuentes de compuestos nitrogenados. La propia agua de lluvia trae consigo, en solución, pequeñas cantidades de amoníaco o de ácido nítrico que recibe al atravesar la atmósfera, ya sea de las descargas eléctricas que permiten la combinación del nitrógeno del aire con el hidrógeno para formar amoníaco o sea del humo de las industrias que polucionan la atmósfera. Esa agua es todavía más enriquecida con esos compuestos, al atravesar el suelo donde proliferan bacterias nitrificantes las cuales transforman el amoníaco en nitritos y nitratos. Finalmente, según parece haberse demostrado suficientemente, la fijación del nitrógeno en el agua se realiza gracias a la actividad bacteriana y a la de algunos géneros de algas cianofíceas (la *Anabaena*, por ejemplo) (16).

El nitrógeno es un elemento de importancia fundamental para la vida de los organismos vivos ya que forma parte integrante de la molécula de proteína y por consiguiente del protoplasma. Por otro lado, constituye uno de los factores limitativos más importantes para la vida de los microorganismos de agua dulce. La importancia preponderante de ciertas sustancias nutritivas, tales como el nitrógeno y el fósforo en comparación con los otros elementos se puede deducir de la relación que

existe entre los referidos elementos y los otros constituyentes de la célula viva y las proporciones en las que se encuentran en el medio acuático (29). En efecto, se puede comprobar que a pesar de que esos dos elementos existen en cantidades predominantes en el protoplasma, en las aguas dulces en general son muy escasos, lo que quiere decir que el organismo tiene dificultad en obtenerlos del medio. Aunque la tendencia general sea la de admitir que entre los dos elementos, el fósforo es el más importante ecológicamente, algunos trabajos recientes demuestran que en ciertas aguas enriquecidas con desechos orgánicos, el nitrógeno es el elemento limitativo para el desarrollo de las algas del género *Microcystis* (ver el Capítulo 5). Desde el punto de vista de la Ingeniería Sanitaria una conclusión importante que resulta del hecho de ser el nitrógeno un factor limitativo es que el incremento de éste en un agua cualquiera trae como consecuencia el aumento de la proliferación de microorganismos.

2.3.2.2.2. Compuestos de Fósforo.

Los compuestos de fósforo también entran en la composición de las aguas naturales en cantidades muy pequeñas, generalmente. Este elemento constituye un componente importante de la sustancia viva, especialmente de las núcleo-proteínas (esenciales para las funciones reproductivas de la célula) además de estar ligado al metabolismo respiratorio o fotosintético. Siendo así, es uno de los factores limitativos más importantes para la vida de los organismos acuáticos y para su propia economía. En un cuerpo de agua es de importancia fundamental para el control ecológico de las algas.

Los desechos orgánicos, sobre todo los desagües domésticos así como algunos tipos de desechos industriales pueden enriquecer las aguas en este elemento. El empleo cada vez mayor que se hace de ciertos tipos de detergentes de uso doméstico e industrial contribuye en mucho al incremento del fósforo en los desechos.

Otras causas que pueden contribuir al enriquecimiento de una fuente de agua en fósforo son algunos minerales fosfáticos denominados *apatitas* y pequeñas cantidades de fosfatos inorgánicos del suelo, que sin embargo, no son fácilmente arrastrados por las aguas de lluvia debido a que tienen una gran avidez por los otros constituyentes del propio suelo. Se conoce todavía poco con respecto a las bacterias capaces de reducir fosfatos a fosfitos, hipofosfitos y fosfina, a pesar de que ya se ha comprobado su existencia (2).

En aguas ricas en hierro el fósforo puede precipitarse bajo la forma de fosfato ferroso, insoluble cuando hay un gran contenido de oxígeno, conjuntamente con el hidróxido férrico que se forma en las mismas condiciones. Por lo tanto, puede haber una reducción considerable del contenido de fósforo en un agua, como resultado de la oxigenación de la misma.

2.3.2.2.3. Otras Sustancias Minerales.

Además del nitrógeno y fósforo, otros componentes minerales del agua pueden tener importancia en el desarrollo de los organismos. Por ejemplo, el hierro existe en las aguas en general bajo la forma de bicarbonato soluble. Sin embargo, cuando el agua se enriquece en oxígeno, el carbonato ferroso se transforma en hidróxido férrico mediante la siguiente reacción:



El hidróxido férrico resultante es insoluble y se precipita. El pH tiene una gran influencia en el proceso descrito, haciendo variar en forma sensible la velocidad de esa reacción. Así, para valores bajo del pH la formación de hidróxido es apreciable cuando el agua está saturada de oxígeno, mientras que con un pH igual a 7 el hierro se precipita en gran cantidad con concentraciones de oxígeno de apenas 0.5 mg/l (10)

En las aguas en general, el manganeso tiene un comportamiento semejante al del hierro. Su solubilidad también depende del pH y del contenido de CO₂ y oxígeno disueltos en el agua.

Esas relaciones existentes entre el pH, el oxígeno, el anhídrido carbónico y el contenido de hierro y manganeso hacen que haya una variación de este último en las diferentes capas de un cuerpo de agua estratificada, así como en las distintas estaciones del año, ya que los factores mencionados, sobre todo la cantidad de gases disueltos, varía con la temperatura del agua y por consiguiente con la profundidad y la época del año. Asimismo, esto puede contribuir al establecimiento de ciclos de vida de los organismos que sufren la influencia de la concentración de esos metales.

El hierro (y también el manganeso) puede constituir un factor limitativo para la vida de algunas bacterias que lo utilizan como materia oxidable, transformando el carbonato ferroso en férrico. Para otros organismos acuáticos, sobre todo vegetales, es un elemento esencial y muy abundante en el medio. A pesar de ello, algunos autores han demostrado que el enriquecimiento de las aguas en nitrógeno y fósforo, generalmente los factores limitativos más importantes, haga que el hierro pase a ser un factor limitativo. También se ha demostrado que hay antagonismo entre el hierro y el manganeso; es decir, para su máxima productividad las algas necesitan concentraciones muy bajas de hierro, mientras que cuando la concentración de manganeso en un medio es elevada, ellos necesitan cantidades mucho mayores de hierro, como lo han comprobado Gerloff y Skoog al trabajar con algas verdeazuladas del género *Microcystis*. Por ejemplo, cuando la concentración de manganeso es igual o menor de 0.02 mg/l, la concentración de hierro necesaria y suficiente para producir una máxima proliferación es de 0.02 mg/l; sin embargo, siempre que la cantidad de manganeso sea elevada la proliferación decae rápidamente

te y las algas se vuelven verde-amarillentas, a no ser de que la concentración de hierro también sea alta. Los mismos autores también comprobaron que dosis de manganeso superiores a los 0.2 mg/l son tóxicas a las algas. La concentración de manganeso en los lagos con frecuencia es mayor que 0.2 mg/l en las regiones situadas cerca del fondo; durante los períodos de circulación total se puede verificar una concentración relativamente alta de ese metal en todo el volumen de agua. Este último fenómeno, según lo demostraron los autores antes mencionados, está a su vez estrechamente relacionado con el contenido de calcio de las aguas, el cual tiene efecto antagónico al del manganeso. El calcio en una concentración aproximada de 10 mg/l inhibe casi totalmente la acción tóxica de 4 mg/l de manganeso.

La sílice también constituye un elemento importante en el metabolismo de las algas diatomeas, para la formación de sus membranas silíceas o frústulas características. En general, las aguas naturales son ricas en ortosilicatos no disueltos, sílice coloidal y posiblemente iones complejos de aluminosilicatos. El agua de lluvia que se drena por áreas ricas en CO₂ disolviendo rocas silíceas, contribuye al enriquecimiento del agua en esas sustancias. Por otro lado, la excesiva proliferación de diatomeas puede provocar una considerable disminución del contenido de sílice en las aguas.

Además de ellos, otros elementos como el azufre, potasio, magnesio, etc. pueden ser importantes para el desarrollo de los organismos en general y de determinados grupos en particular. El calcio, en forma de carbonato, tiene importancia fundamental, casi siempre en forma indirecta, en los procesos químicos que se realizan en un lago, como ya se dijo antes al referirse al anhídrido carbónico y al pH.

2.3.2.3. Compuestos Orgánicos.

La materia orgánica existente en las aguas puede ser de origen endógeno cuando está formada por la actividad sintetizante de los propios organismos autotróficos que pueblan un cuerpo de agua; o de origen exógeno cuando proviene del suelo lavado por las lluvias o sobre todo de la intervención del hombre, cuando arroja desagues domésticos o industriales a un curso de agua. Dada la diversidad de fuentes de materia orgánica exógena, se debe esperar que haya una gran variación cualitativa y cuantitativa de la materia orgánica, en estado coloidal o disuelto, aún en los cuerpos de agua exentos de polución (o mejor dicho, apenas sujetos a la llamada "polución natural", en contraposición a la que resulta de las actividades humanas). Aunque no se disponía de muchos datos con respecto a la composición química de las aguas, desde el punto de vista de la naturaleza de los compuestos orgánicos presentes en ellas, Hutchinson (2), basándose principalmente en las investigaciones realizadas por Birge y Juday en 1934, en los lagos de Wisconsin, pudo llegar a las siguientes conclusiones: el material exógeno en condiciones naturales, proviene en su

mayor parte de los pantanos (se comprobó igual cosa en los lagos del norte de Europa). El material orgánico está constituido de aproximadamente el 6% de "proteína bruta" (dato obtenido de la multiplicación del nitrógeno total por 6.25, factor que representa la proporción calculada entre el nitrógeno y la proteína del agua, lo que hace suponer la inclusión de algunos compuestos orgánicos nitrogenados que no son realmente de naturaleza proteica), y con una relación entre carbono y nitrógeno de C:N = 45-50:1. Además, ese material constituye el principal responsable del color amarillo o castaño del agua que como se sabe no es debido a los compuestos nitrogenados. La materia orgánica de origen endógeno contiene cerca de 24% de la llamada "proteína bruta", siendo la proporción C:N = 12:1 y tiene poca influencia en el color del agua.

Estudios realizados sobre la naturaleza química de los compuestos nitrogenados han revelado que casi la totalidad del nitrógeno orgánico existente en las aguas de los lagos se halla en la forma de proteínas o productos de la degradación de ellas. En los lagos de Wisconsin, se identificaron varios aminoácidos específicos como constituyentes de una parte del nitrógeno total contenido en las aguas. Del 10 al 25% de ellos estaba constituido de tirosina y más del 10% de triptófano. Se han encontrado otros compuestos orgánicos específicos dotados de actividad biológica, tales como las vitaminas: tiamina, niacina, biotina y cianocobalamina. Según Hutchinson (2) las cantidades presentes (hasta 0.00089 mg/l) pueden ser biológicamente significativas.

La presencia de materia orgánica es importante para la propia economía de las fuentes, así como también para las actividades de los seres autótrofos. Ella provee de carbono, nitrógeno y otros elementos que son indispensables para la síntesis orgánica y que mediante la oxidación biológica pueden ser estabilizados en forma de anhídrido carbónico, nitratos, etc. Además, son innumerables los organismos clorofilados que se desarrollan mejor o aún no pueden prescindir de algunos compuestos de estructura molecular compleja, en el medio. Tales exigencias se han comprobado particularmente en los grupos flagelados.

Los flagelados clorofilados, sobre todo en ausencia de luz, ya sea estén en el laboratorio o en un ambiente natural, pueden pasar a utilizar los ácidos orgánicos o los carbohidratos como fuentes de carbono, en lugar del anhídrido carbónico. Algunos de ellos pueden tener exigencias específicas, en su comportamiento heterotrófico o mesotrófico. Así, por ejemplo, la especie *Polytoma uvela* sólo es capaz de utilizar acetato o butirato y nunca el azúcar: (32).

Hay varios grados de auto y heterotrofismo entre los organismos clorofilados. Varias especies de *Chlamydomonas* y también dinoflagelados dependen estrictamente del anhídrido carbónico para su fuente de carbono. Por otro lado, todas las especies sin clorofila de los géneros *Polytoma*, *Polytomella*, etc., así como varios cloroflagelados coloniales no pueden prescindir del carbono orgánico, aún en presencia de la luz (33). La glucosa es indispensable para el *Gonium sacculiferum*; el acetato para el *Chlamydothrix* y así sucesivamente.

Entre esos dos extremos existen heterótrofos facultativos para los cuales la presencia de materia orgánica es apenas un estimulante: *Eudorina elegans*, *Gonium sociale*, *Trachelomonas pertyi*, *T. abrupta*, *Phacus pyrum*, *Pleodorina californica*, *P. illinoiensis*, *Volvox globator*, etc. (33). Lackey (34) menciona el caso de lagunas de oxidación en las que la floración producida por *Euglena gracilis*, *E. pisciformis* y *Chlorogonium euchlora* se hallaba relacionada a la presencia de desechos que contenían subproductos de la industrialización de las frutas cítricas. Según Fogg (16) el crecimiento abundante de varios cloroflagelados en aguas polucionadas se debe al hecho de que esos organismos crecen bien en medios que contienen acetatos. La descomposición de la materia presente en los desagües produce concentraciones elevadas de ácidos grasos, alcoholes, etc. El *Chlorogonium* constituye un caso extremo porque no utiliza ninguna otra fuente de carbono que no sea el ácido acético.

Es conocido el hecho de que algunas especies de *Euglena* cuando se las cultiva en la oscuridad pueden perder la clorofila, aunque permanezcan los cloroplastidios. Eso sucede con la *E. gracilis*, la *E. mesnili* y la *E. cyclópica* cuyo color se restablece cuando regresan a la luz (35). Pero Pringshein (36) pudo comprobar con seguridad que la *E. gracilis* pierde no solamente la clorofila sino la totalidad de los plastidios y el ocelo. Sin tocar las implicaciones sistemáticas del hecho, se debe admitir que las alteraciones fisiológicas del comportamiento de esos organismos que resultan de la ausencia de la luz y presencia de materia orgánica, pueden estar acompañadas de modificaciones morfológicas.

En general, los flagelados clorofilados están capacitados para sintetizar 20 ó más aminoácidos que son necesarios para su vida, a partir de los nitratos o amoníaco como fuente de nitrógeno. Hay varias especies que no poseen todos los elementos necesarios para realizar esas transformaciones químicas y sintetizan a partir de los aminoácidos pre-existentes en el medio, que les sirven de fuentes de grupos amínicos que ellos no son capaces de elaborar. Así, no dependen de la presencia de determinados aminoácidos en particular, sino de grupos amínicos a partir de los cuales sintetizan sus propios aminoácidos por transaminación (16).

Prosser (32) dice que en los flagelados existen varios niveles en la capacidad de síntesis de las proteínas a partir de sustancias nitrogenadas del medio. Así, son capaces de utilizar nitratos: *Euglena gracilis*, *E. klebsii*, y *E. stellata* (ésta última, sólo cuando hay una concentración elevada de calcio en el medio); el amoníaco es utilizado por *E. anabaena* que no es capaz de usar nitratos; en general los aminoácidos son utilizados por cualquier flagelado fotosintetizante, pero son indispensables para la *E. deses*; la *E. pisciformis* se desarrolla solamente cuando tiene peptonas o polipéptidos como fuentes de nitrógeno. Sin embargo, ciertos aminoácidos como la tirosina y el triptófano no parecen constituir fuentes adecuadas de nitrógeno ni aún para las euglenas que utilizan el

amoníaco o los nitratos. Las *Chlamydomonas* utilizan nitratos cuando están en presencia de luz y aminoácidos cuando están en la oscuridad. El hecho de que algunas especies de *Euglena* (*E. gracilis* y *E. deses*) al desarrollarse en la oscuridad a costa del carbono orgánico, pasasen a exigir también una fuente orgánica de nitrógeno, llevó a Prosser (32) a admitir la existencia de una conexión enzimática en la asimilación de esos elementos.

Además, los flagelados pueden encontrar, con frecuencia, en esos ambientes ricos en materia orgánica, otras sustancias en adición al carbono y al nitrógeno que les sean indispensables y al mismo tiempo que son raras en las aguas naturales. Así, por ejemplo, especies del género *Volvox* que se desarrollan mejor en aguas polucionadas lo hacen al parecer no porque encuentran en ellas fuentes orgánicas de esos elementos, sino porque tienen mayores concentraciones de fierro soluble y vitaminas (37). Algunos de esos microorganismos se pueden emplear para la titulación de micronutrientes, como sucede con la *Euglena gracilis* con respecto a las cobalaminas en las aguas dulces (33).

Sin embargo, los organismos que más se benefician con el contenido de materia orgánica en las aguas son los heterotróficos, tales como: bacterias, hongos y organismos animales. El enriquecimiento de las aguas en materia orgánica de origen exógeno puede beneficiar indirectamente el desarrollo de especies autotróficas suministrándoles sales minerales que resultan de su descomposición. Por otro lado, el exceso de materia orgánica de origen exógeno y aún endógeno puede llegar a perjudicar seriamente las condiciones de vida de los organismos aerobios, ya que al entrar en descomposición es responsable de una demanda de oxígeno elevada que puede agotar totalmente ese gas en el agua. Este aspecto se desarrollará ampliamente en el capítulo sobre efectos biológicos de la polución (ver el Capítulo 5).

2.4. Referencias.

- (1) Macan, T.T. & Worthington, E.B., 1949. Life in Lakes and Rivers. Collins, London, Inglaterra.
- (2) Hutchinson, G.E., 1957. A Treatise on Limnology. Vol. I. J. Wiley & Sons, N.Y., E.U.A.
- (3) Jarlan, H., 1947. L'eau. Presses Universitaires de France, París, Francia.
- (4) Usinger, R.L., 1956. Aquatic Insects of California. University of California Press, E.U.A.
- (5) Branco, S.M., 1964. Sobre a Utilizacao de Microorganismos Flagelados como Indicadores de Poluicao. Tese de Concurso á Docencia-Livre na Disciplina de Hidrobiologia (Elementos de Biología) do Departa-

mento de Parasitologia e Higiene Rural da Faculdade de Higiene e Saúde Pública da Universidade de Sao Paulo, Brasil.

- (6) Vivier, P., 1946. La Vie dans les Eaux Douces. Presses Universitaires de France, París, Francia.
- (7) Kleerekopper, H., 1944. Introducao ao Estudo da Limnologia. Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro, Brasil.
- (8) Forattini, O.P., 1962. Entomologia Médica. Vol. I. Faculdade de Higiene e Saúde Pública da U.S.P., Brasil.
- (9) Vaillant, J., 1959. L'aspect energetique de la modification du temps dans le cadre de l'aménagement des territoires. La Technique de L'Eau, 13 (150) : 21-27, Bélgica.
- (10) Ruttner, F., 1950. Fundamentals of Limnology. University of Toronto Press (trad. inglesa), Canadá.
- (11) Meyer, B.S. & Anderson, D.B., 1959. Plant Physiology. D. Van Nostrand Co., Inc., E.U.A.
- (12) Oswald, W.J. & Gotaas, H.B., 1957. Photosynthesis in sewage treatment. Trans. of American Society of Civil Engineers, 122: 73-105, E.U.A.
- (13) Hermann, E.R. & Gloyna, E.F., 1958. Waste stabilization ponds. III-Formulation of design equations. Sewage and Industrial Wastes, 30: 963-975, E.U.A.
- (14) Bonner, J. & Galston, A.W., 1959. Principles of Plant Physiology. H.W. Freeman & Co., E.U.A.
- (15) Rabinowitch, E.I., 1945, 1959. Photosynthesis and related processes. The Physics and Chemistry of Life: 27-47, E.U.A.
- (16) Fogg, G.E., 1953. The Metabolism of Algae. Methuente Co., E.U.A.
- (17) James, H.R. & Birge, E.A., 1938. A laboratory study of the absorption of lights by lake waters. Trans. of the Wisconsin Academy of Sciences, Arts, and Letters, 31: 1-154, E.U.A.
- (18) Birge, E.A. & Juday, C., 1929. Transmission of solar radiation by the waters of inland lakes. Trans. of the Wisconsin Academy of Sciences, Arts, and Letters, 24: 509-580, E.U.A.
- (19) Black, A.P. & Christman, R.F., 1963. Characteristics of colored surface waters. Journal American Water Works Assn., 55: 753-770, E.U.A.

- (20) Shapiro, J., 1957. Chemical and Biological Studies on the Yellow Organic Acids of Lake Water. Limnology and Oceanography, 2: 161, E.U.A.
- (21) Branco, S.M., 1960. Biologia dos rios Biritiba, Jun - diaí e Taiassupeba. Previsao e sugestoes sobre futuros problemas hidrobiológicos decorrentes - do represamento. Revista D.A.E., 21 (39): 71 - 74, Brasil.
- (22) Branco, S.M., 1961. Biología das represas do Alto Cotia. I - Influencia da cor das águas na populacao al - gológica das represas de Pedro Beicht e da Ca - choeira da Graca. Revista D.A.E., 22 (41): 51 - 55, Brasil.
- (23) Lackey, J.B.; Morgan, G.B. & Hart, H.O., 1959. Turbidi - ty effects in natural waters in relation to or - ganisms and uptake of radioisotopes. Proc. of the Sixth Industrial Wastes Conference, Ontario Water Resources Commission, E.U.A.
- (24) Phelps, E.B., 1944. Stream Sanitation. John Wiley & Sons, E.U.A.
- (25) Kleerekoper, H., 1939. Estudo limnológico da represa - de Santo Amaro, em Sao Paulo. Boletim de Bota - nica, 1 (2): 9-151, Brasil
- (26) Wright, S., 1936. Relatório sobre uma investigacao pre - liminar. Limnologia das águas de Sao Paulo. Arquivo do Instituto Biológico de Sao Paulo, 7: 65-73, Brasil.
- (27) Arnold, G.E., 1962. Thermal pollution of surface Sup - plies. Journal American Water Works Assn., 54 : 1332-1345, E.U.A.
- (28) Welch, P.S., 1952. Limnology. McGraw-Hill Book Co, E. U.A.
- (29) Gerloff, G.C. & Skoog, F., 1954. Cell contents of ni - trogen and phosphorus as a measure of their availability for growth of Microcystis aerugi - nosa. Ecology, 35 (3): 348-354, E.U.A.
- (30) Gerloff, G.C. & Skoog, F., 1957. Nitrogen as a limit - ing factor for the growth of Microcystis aeru - ginosa in Southern Wisconsin Lakes. Ecology, 38 (4): 556-561, E.U.A.
- (31) Gerloff, G.C. & Skoog, F. 1957. Availability of iron and manganese in Southern Wisconsin Lakes for the growth of Microcystis aeruginosa. Ecology, 38 (4) E.U.A.
- (32) Prosser, C.L., 1952. Comparative Animal Physiology, Ch. 5: Nutrition: 112-143. W.B.Saunders, Co., E.U.A.
- (33) Provasoli, L., 1961. Micronutrients and Heterotrophy - as possible factor in bloom production in natu - ral waters. Algae and Metropolitan Wastes: 48- 56, E.U.A.
- (34) Lackey, J.B., 1961. Algal density as related to nutri - tional thresholds. Algae and Metropolitan Wastes 56-60, E.U.A.
- (35) Gojdics, M., 1953. The genus Euglena. The University - of Wisconsin Press, E.U.A.
- (36) Pringsheim, E.G., 1948. The loss of Chromatophores in Euglena gracilis. New Phytologist, 47: 52 - 87 E.U.A.
- (37) Provasoli, L. & Painter, T.J., 1960. Artificial media - for freshwater algae: problems and suggestions. The Ecology of Algae: 84-96, E.U.A.

PROBLEMAS CAUSADOS POR LOS ORGANISMOS
EN LOS ABASTECIMIENTOS DE AGUA

3.1. Introducción.

El establecimiento de criterios para la determinación de la potabilidad de las aguas constituye un problema antiguo para el hombre. Hacía mucho tiempo que se reconocía el hecho de que ciertas aguas eran portadoras de enfermedades al hombre, más empero recién en el siglo pasado se relacionó el origen de las enfermedades con la presencia de microorganismos en el agua ingerida. Así es como el famoso cirujano francés del Siglo XVI, Ambroise Paré, dice en un capítulo de su magistral obra que la causa de las enfermedades transmitidas por las aguas estancadas es la presencia en ellas de "animales venenosos, tales como culebras, sapos, gusanos y otros semejantes" y aconseja como potables y buenas para la salud aquellas aguas que no tengan "ningún sabor, olor o color y que sean claras como el aire sereno", que cocinen los alimentos con facilidad, etc., (1). Se sabe que el hombre desde las épocas más remotas procuraba obtener el agua de la mejor calidad y almacenarla en reservorios que protegiesen y mantuviesen su buena calidad, la cual era reconocida entonces, exclusivamente por sus características organolépticas y físicas en general.

Después de las observaciones realizadas por Leeuwenhoek, en las que constató la presencia de seres vivos microscópicos, fué posible asociar la idea de la producción de enfermedades con la existencia de esos seres diminutos y esta labor fué efectuada por varios investigadores a partir de Pasteur y Koch. En 1885 Snow demostró que el cólera puede ser transmitido a través del agua, señalando como la causa de una epidemia surgida en Londres y en la que murieron 521 personas en un área comprendida dentro de un radio de 225 metros (250 yardas), al agua de un pozo que recibía contaminación de desagües y estaba situado en el centro de esa área (2). Sin embargo, los microorganismos causantes de varias de las enfermedades transmitidas por el agua fueron aislados y clasificados mucho más tarde: en 1880 el agente de la fiebre tifoidea, en 1884 del cólera, en 1898 de la disentería y en 1900 el de la fiebre paratífica. Finalmente, a fines del siglo pasado Klein y Houston en trabajos experimentales realizados en Inglaterra, demostraron que diluciones de 1:100, 1:1,000 y hasta 1:20,000 de una muestra de desagües en agua destilada, contenían todavía bacterias como *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens* (*C. welchii*) y otras que pueden servir de índice de contaminación fecal, a pesar de que el análisis químico, en esas diluciones, no acusó la presencia de ninguna impureza (3).

Sin embargo, el criterio bacteriológico no basta para la clasificación de un agua. También es indispensable el análisis

sis físico y químico para la demostración de su calidad, sobre todo en la constatación de sustancias tóxicas, así como de compuestos que perjudiquen la calidad estética de las aguas alterando su sabor, color, olor, etc. Finalmente, el análisis hidrobiológico puede revelar la presencia de organismos que de muy distintas maneras pueden afectar las características de potabilidad de un agua, como se verá a continuación. El agua pura (tanto como se pueda) es insípida, por lo cual es deseable que tenga concentraciones limitadas de algunas sustancias que le impartan gusto. Además, existen o deben existir en ella ciertos micronutrientes en solución para complementar a las otras formas de alimentación que no los proporcionan al organismo humano en cantidades suficientes. Por ejemplo, el organismo humano requiere de ciertos iones metálicos en concentraciones sumamente bajas, de 1 mg/l o menos, sin que se haya aclarado todavía cómo proporciones tan pequeñas puedan tener una influencia como la que ha sido comprobada que ejercen en la nutrición y metabolismo humanos. Sin embargo, muchos de los compuestos así como de los microorganismos existentes en el agua deben ser eliminados o controlados a fin de que esa agua pueda ser considerada potable. Los factores principales que pueden transformar un agua en impropia para el consumo son: microorganismos parásitos (tales como: bacterias, virus, protozoarios y gusanos); elementos tóxicos; gusto y olor desagradables; color y turbidez; elementos corrosivos, incrustantes, etc. En este capítulo se estudiarán los microorganismos y cómo ellos interfieren en cada uno de esos factores.

3.2. Parasitismo.

Los organismos parásitos, así como los efectos que provoca su carácter parasitario sobre el organismo humano, constituyen materia de dos disciplinas distintas denominadas Bacteriología y Parasitología, las cuales no son objeto de este libro. Sin embargo, dadas las relaciones que existen entre la Hidrobiología y las bacterias, virus, protozoarios y demás organismos parásitos que sistemática o eventualmente pueden ser transmitidos por el agua, se tomarán en cuenta aquí algunas consideraciones sobre las generalidades y ciertos aspectos particulares de la transmisión de dichos organismos.

3.2.1. Virus.

En virtud del hecho de que los virus pueden vivir y reproducirse solamente cuando están en el interior de los tejidos vivos de vegetales y animales, es que son considerados microorganismos parásitos obligatorios. Aquellos que viven a expensas de células de otros microorganismos, como es el caso de los Bacteriófagos, que se reproducen únicamente en el interior de las bacterias destruyéndolas, pueden ser útiles al hombre desempeñando una parte importante en la autopurificación de los cursos de agua. Así es como, antes de que fuesen conocidos los bacteriófagos, Hankin en 1896 ya había demostrado "la acción antiséptica del agua filtrada del río Jumna, (en la India) sobre el vibrión del cólera" (4). Pero, cuando una especie determinada de virus está adaptada a vivir en cé-

lulas de tejidos humanos, entonces ella constituye un peligro sanitario que puede ser de pequeña gravedad, como es el caso de los agentes causantes de las gripes comunes, de mediana gravedad como en el caso de los que producen el sarampión, las paperas y la hepatitis infecciosa, o de alta gravedad como cuando producen la viruela, la poliomielitis, etc. Algunos de estos virus son o pueden ser eventualmente transmitidos por las aguas, particularmente los enterovirus, que contaminan por vía digestiva.

Aunque quizás el agua no constituya el vehículo natural, pero se ha demostrado que puede ser transmitida por ella la hepatitis infecciosa, y se sospecha que también lo sean la poliomielitis y otras enfermedades. Estos y otros enterovirus se encuentran en las heces humanas en números tan grandes como 100,000 por gramo de heces (5) y están presentes en los desagües así como también en las aguas polucionadas por ellas, donde pueden sobrevivir por lapsos de tiempo superiores a los 400 días (6) (7). Siendo así, aunque no existan evidencias de la transmisión por el agua de los Adenovirus, Coxsackie, "Echo" virus, etc., ello parece más bien que se debe a la falta de datos e informaciones clínicas sobre las enfermedades mismas causadas por ellos que a la imposibilidad de esa transmisión.

3.2.2. Bacterias.

Con toda seguridad, varias enfermedades de origen bacteriano se han asociado a los abastecimientos de agua. Entre ellas, algunas de carácter epidémico como el cólera y la fiebre tifoidea que diezmaron poblaciones enteras en épocas pasadas. También son muy conocidas las disenterías y diarreas bacilares que son causadas por parásitos que con frecuencia son transportados por las aguas que reciben contaminación fecal. Varias especies de bacterias del género Shigella son conocidas como agentes de las disenterías bacilares. La enfermedad se puede adquirir solamente por vía digestiva, y el enfermo o convaleciente elimina los bacilos en gran número con los desechos fecales. Siendo así, la ingestión de alimentos o de agua que hayan tenido contacto con las heces humanas constituyen el vehículo natural de la enfermedad. Las diarreas, que provocan una condición menos grave y menos aguda que la disentería, también pueden ser causadas por bacterias ingeridas con el agua constituyendo así la enfermedad más frecuentemente relacionada con ese vehículo. Varias especies de bacterias pueden ser responsables de la diarrea: Pseudomonas aeruginosa, Proteus vulgaris, y aún en ciertos casos el Escherichia coli y el Clostridium perfringens, que existen normalmente en el intestino humano como simples simbiontes. Además, se tienen las diarreas causadas por bacterias productoras de toxinas, en cuyo caso, vienen acompañadas con otros síntomas de intoxicación aguda. En aguas de abastecimiento, algunas de esas bacterias anaerobias pueden encontrarse en las masas de material en putrefacción, especialmente de ciertas algas.

La fiebre tifoidea es causada por bacterias del género Salmonella que también son transmitidas por el agua. La incidencia de esta enfermedad se ha reducido sensiblemente en to-

do el mundo, debido a que se puede obtener una mejor calidad de agua mediante un tratamiento y sobre todo de una desinfección con cloro. Lo mismo se puede decir con relación a la fiebre paratífica, producida por otra especie de Salmonella que igualmente infecta por vía digestiva, y que es eliminada con las heces fecales. Finalmente, el cólera asiático o simplemente el cólera, es producido por una bacteria de tipo vibrión, el Vibrio comma, que debido a la tasa alta de mortalidad que provoca es considerada la enfermedad más importante de las transmitidas por el agua (2).

3.2.3. Algas.

Se han encontrado algas del género Chlorella o Chlorococcum asociados a hongos parásitos en algunos casos de lesiones micóticas humanas en los pulmones, región perirenal, etc. (8). Sin embargo, el papel desempeñado por ellos en las lesiones no fué determinado. Por otro lado, se conoce algas que parasitan a los peces (9) y a los invertebrados (10). Además, existen varios invertebrados que tienen en el interior de su organismo algas en asociación simbiótica.

3.2.4. Protozoarios.

El agua también puede transmitir la disentería amebiana causada por la Entamoeba histolytica. El caso más conocido y tal vez de mayores proporciones fué el registrado durante la exposición de la Feria de Chicago en 1933, en dos hoteles que recibían aguas contaminadas, y 1,409 personas fueron parasitadas con ese protozoario, de los cuales 98 fueron fatales (2). Los quistes de Entamoeba histolytica son muy resistentes a las condiciones del medio, así como al tratamiento de las aguas y se mantienen con capacidad infectante aún después de varios días de haber sido eliminados por el huésped. También hay otros protozoarios que pueden ser transmitidos por el agua. Así, la Giardia lamblia que provoca diarreas y el Trichomonas hominis que puede ser responsable de disturbios intestinales (11).

3.2.5. Gusanos.

Varias helmintiasis pueden ser transmitidas por el agua. En el Brasil, una enfermedad que cada vez va adquiriendo mayor importancia es la llamada esquistosomiasis, producida por el Schistosoma mansoni, cuyo ciclo biológico se realiza en parte dentro del agua y en parte dentro del interior de huéspedes intermediarios que son los caracoles acuáticos del género Australorbis. La larva de cola bifurcada, que es eliminada por el molusco, se denomina cercaria y nada libremente en el agua hasta encontrar al huésped definitivo que es el hombre, introduciéndose en él a través de la piel o de las mucosas, inclusive de la mucosa bucal si se bebe esa agua. El hombre elimina los huevos del gusano juntamente con las heces fecales, los cuales son arrastrados por los desagües hasta llegar a un curso de agua; en él evolucionan dando origen a larvas ciliadas que son las que invaden el organismo del Australorbis. Es así como es indispensable la presencia de caracoles de deter-

minadas especies en el agua, para que se complete el ciclo que da origen a la forma larvaria capaz de reinfectar al hombre. Esta helmintiasis es grave, generalmente incurable, y puede asumir características diferentes de acuerdo con la localización del gusano adulto dentro del interior del organismo humano. Otros gusanos semejantes al Schistosoma, como la Fasciola hepática, son generalmente parásitos de los animales herbívoros pero pueden eventualmente infectar al hombre cuando bebe aguas contaminadas.

La Taenia solium o "solitaria" infecta al hombre, generalmente se alimenta con carne de cerdo mal cocinada y la cual contiene formas larvarias del parásito, denominadas cisticercos; sin embargo, el hombre puede contaminarse directamente ingiriendo los huevos con las aguas polucionadas. En el primer caso, se origina la enfermedad llamada cisticercosis que tiene características muy graves ya que las larvas de la taenia pueden localizarse en puntos vitales, como por ejemplo el cerebro, causando lesiones nerviosas a veces fatales. El hombre que lleva una solitaria en sus intestinos (que adquirió al comer carne de cerdo que contenía larvas) elimina gran número de huevos con las heces fecales. Esos huevos pueden ser conducidos por los desagües hasta las aguas usadas para abastecimiento. Otros gusanos parásitos intestinales, del mismo grupo de las taenias pero de mucha menor importancia, son los de la especie Himenolepis nana, que también pueden ser eventualmente transmitidos por el agua.

Entre los gusanos nemátodos, que pueden ser transmitidos por el agua, están el Ascaris lumbricoides, parásito intestinal, cuyos huevos son eliminados por el huésped juntamente con las heces fecales pueden llegar hasta el agua y ser ingeridos; el género Trichocephalus, cuya transmisión se realiza de manera idéntica; los géneros Ancylostoma y Necator, que provocan la anquilostomiasis e infestan al hombre bajo la forma de larvas y no de huevos, que penetran perforando la piel o bien al ser ingeridos con el agua polucionada, completando de la misma manera su ciclo biológico. También se puede citar el género Dracunculus, que, como el Schistosoma, es un parásito cuyo ciclo biológico se encuentra obligatoriamente ligado a las aguas de abastecimiento porque tiene una fase larval en la que necesariamente debe parasitar a un crustáceo de agua dulce, del género Cyclops, el cual al ser ingerido por el hombre le transmite el parásito. Las larvas arrojadas por las formas adultas de los gusanos, no son eliminadas por el hombre por la vía intestinal, sino directamente a través de la superficie cutánea por orificios semejantes a tumores que el parásito produce en la piel de los brazos o de las piernas del huésped.

3.3. Toxicidad.

Evidentemente no se puede admitir la presencia de toxinas en el agua en dosis que puedan ejercer efectos fisiológicos nocivos sobre el hombre. Se debe recordar que el agua po-

table es de uso continuo, y no puede contener elementos que sean peligrosos debido a su acumulación en el organismo o que estando presentes en dosis muy bajas puedan causar daño después de un consumo seguido y prolongado. Entre los compuestos tóxicos que se pueden encontrar eventualmente en las aguas de abastecimiento están aquellos elaborados por la actividad biológica de organismos tales como algas, bacterias y plantas superiores.

3.3.1. Algas Tóxicas (12)

El caso más antiguo que se conoce de intoxicación de animales, relacionada con una intensa proliferación de algas en el agua que bebían, fué el descrito por George Francis en 1878, ocurrido en Adelaide, Australia. Se trataba de un alga verdeazulada, denominada Nodularia spumigena que, en ocasiones de temperatura más elevada, se reproducía con gran intensidad en el lago Alexandrina formando floraciones y provocando la muerte rápida del ganado que bebía sus aguas. El autor describía además los síntomas producidos así como el tiempo que demoraban los animales en morir: caballos, de ocho a veinticuatro horas; perros, de cuatro a cinco; cerdos, de tres a cuatro; carneros, de una a ocho horas. De 1940 a 1950, Ivan Ophel repitió el estudio de las algas tóxicas en ese mismo lago y confirmó, de modo general, las observaciones hechas en 1878.

Después del informe de Francis, fueron comunicados muchos otros casos de intoxicaciones producidas por aguas que contenían algas verdeazuladas de ese mismo género así como de otros géneros. Se pueden citar como ejemplos los sucedidos en Ferguson Falls, Minnesota en 1900; Winnipeg, Lake Michigan en 1914; Frazer Lake, Hastings County, Ontario, en 1924; cinco casos en Minnesota de 1918 a 1934; Colorado, comunicado en 1939; Río Mississippi, Montana, comunicado en 1934; Onderstepoort, Africa del Sur, comunicado en 1945; Lago Des Lacs, North Dakota, comunicado en 1947; Laguna Benedetti, Santa Fé, Argentina en 1948. Además ocurrieron otros casos en Idaho, Iowa, South Dakota, Wisconsin y Alberta, E.U.A.; Bermuda y Finlandia.

Olson (13) admite que si muchos otros casos no han sido informados se debe a una tendencia natural de los veterinarios y criadores de ganado de atribuir las pérdidas a causas más patentes y mejor conocidas.

Es interesante anotar que los casos, relativamente frecuentes, de intoxicaciones debidas a algas marinas son producidas generalmente por cloroflagelados, tales como los del género Gonyaulax que, cuando se presentan en gran número producen la llamada "marea roja" en los mares, mientras que todas las algas de agua dulce conocidas como tóxicas pertenecen al grupo de algas verdeazuladas. El género más frecuentemente citado es el Microcystis, sobre todo las especies M. flos-aquae y M. aeruginosa. Otras algas mencionadas como responsables de fenómenos de intoxicación en aguas dulces son: Anabaena (principalmente A. flos-aquae), Aphanizomenon, Coelosphaerium, Gloeotrichia, Nodularia y Nostoc.

3.3.1.1. Efectos Tóxicos.

Por efecto del agua que beben son relativamente frecuentes los casos de envenenamiento de animales domésticos y salvajes, tales como carneros, caballos, perros, cerdos, vacas, gallinas, pavos, patos, etc. En el Canadá se registró la muerte de 150,000 patos en el lago Great Salt (14) y en el lago White Water en Manitoba es muy conocido el fenómeno de la muerte periódica de las aves acuáticas todos los años en el verano. Así, en un estudio que se hizo en 1949 durante un período de siete días se comprobó la muerte de cerca de 60,000 aves en ese lago (15). Se han hecho experimentos de laboratorio utilizando conejos, cuyes, ratones, peces, sapos, etc. Los peces, en general, parecen ser los más resistentes y por esta razón se convierten en los vehículos frecuentes de la toxina para aquellos animales que se alimentan con ellos, tales como las aves acuáticas y los mamíferos. Se conocen casos de intoxicaciones de este tipo causadas por la ingestión de peces que se habían alimentado de Lyngbya majuscula y L. aestuarii, algas verdeazuladas marinas tóxicas; así como también de un gran número de casos de enfermedades graves producidas por el consumo de moluscos que se nutren de flagelados marinos tóxicos (9). También se sabe de casos idénticos de envenenamiento de gatos que se habían alimentado con patos o peces que habían ingerido algas tóxicas de agua dulce (13). Los síntomas de envenenamiento que presentan los animales que ingieren algas tóxicas son los siguientes: piloerección, disnea, convulsiones, parálisis de los miembros posteriores, pérdida de equilibrio, espasmos de respiración y muerte. Algunos autores han observado otros síntomas además de éstos pero no son importantes para la determinación de la naturaleza de la acción tóxica.

Son más raros y discutidos los casos de efectos tóxicos o fisiológicos producidos en el hombre por aguas de fuentes donde proliferan algas verdeazuladas. En el Canadá se tiene conocimiento de un caso, muy antiguo, de un niño que murió instantáneamente, después de beber el agua de una laguna que tenía floración de algas. La explicación que se da para que hayan habido tan pocos casos de intoxicación aguda en el hombre, está en el hecho de que las aguas en las cuales ocurre la floración tienen siempre un aspecto repugnante debido al color verde intenso que presentan, así como al olor y gusto que resultan de la putrefacción de esos microorganismos; esto hace difícil el beber una cantidad relativamente grande de agua que sería necesaria para provocar la intoxicación. Sin embargo, se han mencionado casos de gastroenteritis producidas por aguas tratadas, provenientes de fuentes en las que ocurría la floración. Un caso clásico es el ocurrido en Charleston, West Virginia, en Octubre y Noviembre de 1930, en el que cerca de 10,000 personas fueron atacadas por ese mal a pesar de que el agua de abastecimiento público fué tratada por los procesos normales de sedimentación, filtración y cloración, además de la precloración que se utilizó en esa ocasión para reducir la gran polución existente. También se tiene conocimiento de la ocurrencia de epidemias gastrointestinales rela-

cionadas con algas verdeazuladas en Washington, Weston, Siverville, Ashland, Louisville, Kentucky, Portsmouth, Irontown, Cincinnati. En Sudamérica se puede mencionar, por lo menos, un caso ocurrido en la ciudad de Santa María, en el estado de Río Grande do Sul, Brasil, que se abastecía con las aguas tratadas de un embalse y que presentaba anualmente el fenómeno de la floración de algas del género Anabaena. Muchos autores dudan de la responsabilidad que hayan tenido las algas tóxicas en provocar esos casos conocidos de epidemias de gastroenteritis y más bien reconocen la posibilidad de coincidencias originadas por la presencia de grandes cantidades de material polutante, sobre todo en los casos ocurridos en Charleston y Ontario. Sin embargo, se admite como muy probable el efecto nocivo que puede resultar de la acumulación de esas algas y su posterior descomposición en los filtros de las plantas de tratamiento. Según las opiniones expresadas por investigadores de prestigio, no existe ninguna razón para no creer que la sustancia producida por las algas, tóxica en pequenísimas concentraciones para el organismo de algunos mamíferos, así como de aves, peces, anfibios, etc. a los que se les inoculó, no lo sea también para el hombre. Corroborando con estas opiniones están los más recientes descubrimientos realizados por Bishop y colaboradores (16) sobre las propiedades de esas toxinas. Con ellos quedó demostrado que las enzimas del aparato digestivo del hombre no ejercen acción hidrolizante sobre las toxinas, las cuales conservan intactas las propiedades tóxicas aún después de un contacto prolongado.

Por otro lado, se sabe que ocurren con mucha frecuencia intoxicaciones humanas producidas por algas marinas microscópicas que sirven de alimento a los moluscos que el hombre consume. Se puede citar de casos ocurridos en: Quebec, Nueva Escocia, New Brunswick, Vancouver Island, California, Alaska, Oregon, Maine, México, Islas Británicas, Noruega, Francia, Bélgica y Nueva Zelanda, en los que se registraron 356 casos de intoxicación, siendo fatales 24 de ellos, en el período de 1927 a 1941.

3.3.1.2. Origen, Naturaleza y Propiedades de las Toxinas.

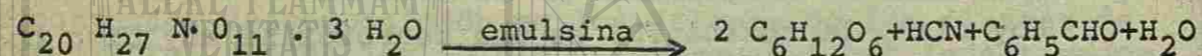
Muchas de las discrepancias que existían con respecto a las propiedades, naturaleza y origen de las toxinas de las algas han sido resueltas gracias a los trabajos que se están llevando a cabo sobre todo en el Canadá y que revelan la existencia de dos procesos o dos orígenes diferentes de las toxinas, así como también dos calidades distintas. Se sabe que algunas cepas de algas (y no todas) de las especies de Microcystis aeruginosa y otras, son productoras de una endotoxina propia del alga, mientras que otras cepas de las mismas especies de algas verdeazuladas pueden no serlo. Se trata de una toxina violentísima que provoca la muerte en una hora después de haber sido inoculada en un animal, en la proporción de 0.5 miligramos por kilogramo de peso. A esta toxina se le denominó FDF (fast death factor). Sin embargo, todas las algas de esas especies inclusive las que no tienen toxina propia, pueden al entrar en descomposición originar un ambiente favorable al desarrollo de ciertas bacterias tóxicas. Por esta razón,

muchos autores que no obtenían efectos tóxicos a partir de las algas frescas, lo obtenían después de una incubación durante períodos prolongados (24 a 30 horas) en ambiente de temperatura constante (27 a 35°C). Esta toxina se distingue de la primera en que sus efectos son retardados (los ratones inoculados nunca llegan a morir antes de las tres horas) y por esta razón se le llama toxina SDF (slow death factor) es decir, factor que provoca una muerte lenta. Recientemente se ha descubierto una tercera toxina a la que se le ha denominado VFDF (very fast death factor), producida por la Anabaena flosaquae y que se caracteriza por una acción tóxica sumamente violenta, pudiendo provocar la muerte de un ratón inoculado después de 1 a 10 minutos (17).

Hoy día, la toxina FDF es una neurotoxina muy bien conocida en su naturaleza química. Se trata de una cadena peptídica no hidrolizable por acción de las enzimas proteolíticas, lo que explica su acción tóxica por vía oral; es sumamente soluble en el agua cuando está en la forma de sal (puede ocurrir también bajo la forma ácida en la que no es soluble en el agua); puede permanecer activa en el medio después de la destrucción mecánica o biológica de las algas; en solución, es una sustancia dializable a través de una membrana, siendo éste el método empleado por Bishop y colaboradores (16) para extraer la toxina de un macerado de algas, lo que significa que la toxina puede pasar de la célula al medio sin poder ser retenida por ningún proceso corriente de filtración mecánica; es muy resistente al calor, a las grandes variaciones de pH (hasta 10) y a los procesos corrientes del tratamiento de aguas, como son: coagulación empleando sulfato de aluminio, filtración, cloración y aún al carbón activado cuando es usado en dosis normales. Por otro lado, esta sustancia es susceptible a los pH mayores que 10 y tiene una gran afinidad por las superficies adsorbentes y es retenida por el carbón y muy difícilmente liberada de él. Esta última propiedad de la toxina encierra la mayor posibilidad del tratamiento de un agua que contenga toxinas provenientes de algas tóxicas y acumuladas en gran cantidad, para fines de abastecimiento público. Los experimentos realizados por Wheeler y Lackey (18) han demostrado que el carbón activado, empleado en cantidades equivalentes a las usadas para eliminar el gusto y el olor en las aguas, apenas adsorbe la toxina en forma parcial, sin embargo, si se usa en cantidades mayores se puede eliminar totalmente a la toxina o reducirla a niveles inocuos. En la actualidad no se tienen datos experimentales de los posibles efectos fisiológicos causados por la ingestión continua y prolongada de dosis no tóxicas de las toxinas propias de las algas o de aquellas que provienen de su descomposición bacteriana. En lo que se refiere a la toxina VFDF, todavía no se conoce bien su naturaleza química, pero se sabe que es susceptible al calor y a los álcalis; es fácilmente adsorbida por el carbón; y al contrario de las anteriores es completamente neutralizada por la coagulación con sulfato de aluminio (17).

3.3.2. Otros Organismos Tóxicos.

Se tiene conocimiento de casos de mortandad de peces en los ríos, a veces de grandes proporciones causadas por sustancias vegetales tóxicas procedentes de hojas, frutos y semillas de plantas terrestres. En general, la acción de esas vegetales se debe a que poseen glucósidos cianogenéticos (como la amigdalina) los cuales al ser hidrolizados dan origen a la glucosa y al ácido cianhídrico. Dicha hidrólisis se puede llevar a cabo debido a la acción de una enzima llamada emulsina. Por ejemplo, la hidrólisis de la amigdalina da dos moléculas de glucosa, una de ácido cianhídrico y una de aldehído benzoico:



Los peces también poseen enzimas digestivas capaces de hidrolizar la amigdalina convirtiéndola en cianuro y azúcar (19). La amigdalina se encuentra en muchas semillas que se caracterizan, en general, por tener un sabor amargo o un olor a ácido cianhídrico. Las almendras amargas constituyen un ejemplo, así como también las semillas de la ciruela amarilla y del melocotón. En la América del Sur existen varias plantas nativas que contienen glucósidos cianogenéticos en las semillas, hojas y aún en las raíces. Por ejemplo, la Manihot esculenta (yuca venenosa), las semillas y hojas del Prunus sphaerocarpa, de varias especies del género Rhynchosia, de la Crotolaria vespertilio, etc. Merecen especial referencia las innumerables especies de Jacquinia, en las que se encuentra la Jacquinia barbasco, por ser plantas ictiotóxicas empleadas por los nativos de este continente en la pesca en forma indiscriminada de peces en grandes cantidades. Ya que son muchas las distintas especies que provocan la muerte o parálisis de los peces y que pertenecen sobre todo a los grupos de sapindáceas y leguminosas, son también diferentes los principios tóxicos que ellas poseen. De algunas especies de Jacquinia se han extraído alcaloides, de otras sustancias de gran poder insecticida como la Rotenona, y existen aún otras que todavía son desconocidas desde el punto de vista químico (20).

3.4. Sabor y Olor del Agua.

El agua cuando está en estado puro no tiene gusto ni olor propios. Por esta razón es que el agua destilada es desagradable al paladar y es deseable que el agua potable contenga algunas sustancias, en concentraciones bajas, para que estimulen su palatabilidad. Entre las sustancias más frecuentemente encontradas en las aguas naturales, están: los carbonatos, sulfatos, cloruros y nitratos de calcio, fierro, magnesio y sodio, además de algunos compuestos de silicio y a veces algunos compuestos orgánicos. Los gustos que pueden resultar de la presencia de esas sustancias en el agua son principalmente de cuatro categorías: ácido, amargo, dulce y salado. De la

combinación sensorial de esos cuatro gustos con los innumerables olores producidos sobre todo por los compuestos orgánicos, puede resultar una infinidad de diferentes sabores que permiten, muchas veces, reconocer el tipo de compuesto presente aún en concentraciones pequeñísimas. Además del gusto, olor, y sabor, ciertas sustancias pueden ser responsables por sentir sensaciones especiales en la lengua, tales como: metálicas, astringentes, de sequedad, etc.

Todas estas sensaciones varían mucho de intensidad, de acuerdo con la sustancia que las produce. El sabor medicinal producido por los fenoles, puede distinguirse aún cuando dicho compuesto se encuentra diluido en la proporción de una parte en quinientos millones de partes de agua (21) y hay otras sustancias cuyo olor se puede percibir en diluciones tan bajas como 0.01 mg/m³ (22) (23). Se puede percibir el olor característico de huevo podrido cuando un millonésimo de miligramo de hidrógeno sulfurado es diluido en un litro de aire (24).

El origen principal de los gustos y olores en las fuentes de agua proviene de los desagües y desechos industriales. Los productos de la descomposición bacteriana, sobre todo la anaerobia, tales como: metano, mercaptans, hidrógeno sulfurado, etc., se caracterizan siempre por el olor intenso que producen. Además de ellos, son innumerables los subproductos amínicos y ácidos grasos que tienen un sabor propio característico. Las industrias de papel, de coque, etc. arrojan desechos que siempre producen sabores y olores en el agua que son difíciles de eliminar. Muchos de ellos son reducidos por la acción biológica del proceso de autopurificación de los cursos de agua. Los fenómenos estacionales también pueden originar la intensificación cíclica del olor, sobre todo después de un período de estiaje, cuando las lluvias caen nuevamente y remueven la capa de lodo que se depositó durante el período de menor corriente de agua.

La introducción de desechos en un agua provoca, con mayor frecuencia, la producción de sabor debido a la presencia de fenoles y de diversos microorganismos, siendo aquellos más perceptibles cuando el agua es sometida a cloración. La intensificación del sabor producida por la cloración ha sido objeto de cuidadosos estudios en los que se han comprobado varios hechos. La combinación progresiva del cloro con el fenol, da como resultado, en forma sucesiva, a los siguientes compuestos clorofenólicos: 2-clorofenol; 4-clorofenol; 2,4-diclorofenol; 2,6-diclorofenol; 2,4,6-triclorofenol y 4,4-dicloroquinona. De todos ellos, se ha confirmado que los que tienen sabor más fuerte son: el 2,6-diclorofenol (que da el 75 por ciento del sabor total); el 2,4-diclorofenol y el 2-clorofenol (que dan el porcentaje restante), mientras que los demás compuestos ejercen acción despreciable. La aplicación de 4 mg/l de cloro a un agua que contiene 1 mg/l de fenol y tiene un pH de 8 es suficiente para eliminar totalmente el sabor, pero para tener cloro residual libre es necesario aplicar 7 mg/l. Con la dosis de 4 mg/l hay una producción máxima de

2,4,6-triclorofenol, pero que no produce ningún sabor. Dosis mayores de cloro producen la ruptura del anillo aromático y a gregando 10 mg/l desaparecen todas las características del fenol como resultado de la oxidación (25) (26).

3.4.1. Algas.

Las algas constituyen uno de los más importantes factores que causan sabor y olor en las aguas de abastecimiento. Ultimamente, se han realizado varias investigaciones para identificar las sustancias contenidas en las algas y que son responsables por el olor y sabor característico que producen. La extracción y destilación del material de las algas ha permitido llegar a la conclusión de que son los ácidos grasos contenidos en las células los principales causantes de ese fenómeno. Los lípidos totales extraídos de las algas presentan un fuerte olor complejo resultante de la mezcla de varios ácidos grasos que entran en su composición. La cantidad de lípidos en las células aumenta con su envejecimiento, al mismo tiempo que disminuye la cantidad de compuestos nitrogenados, de manera que las algas más viejas tienden a producir sabor y olor más pronunciados (27).

De las investigaciones recientemente llevadas a cabo por Maloney, con cultivos de algas del género Chlorococcum, se pudo sacar las siguientes conclusiones (28):

a) La producción de olor es mucho más intensa cuando las algas en el cultivo, después de pasar por una fase de multiplicación activa, entran en una fase de declinación y comienzan a disminuir en número porque son destruidas por un proceso de autólisis o ruptura "espontánea" de las células con liberación de productos metabólicos (no se trata, en este caso, de productos de descomposición orgánica).

b) Eso ha sido confirmado por el hecho de que la destrucción mecánica de las células que están todavía en la fase de multiplicación, produce un aumento sensible de la producción de olor (seis veces más que en el cultivo original): los compuestos odoríferos están pues acumulados en el interior de las células.

c) La intensificación del olor con la disminución del pH, así como también los experimentos realizados con la destilación al vacío o al vapor del material extraído de las algas, confirman las conclusiones anteriores de que el olor de las algas está relacionado con varios componentes metabólicos, especialmente ácidos volátiles resultantes de la acidificación de sales orgánicas.

Muchas algas dan un sabor intensificado cuando se aplica cloro al agua, debido a la formación de clorofenoles como ya se dijo anteriormente. Además de ello, ciertas algas ricas en compuestos nitrogenados al entrar en descomposición por la acción de hongos o bacterias, pueden producir un mal olor. Tal es el caso de algunas algas verdeazuladas que cuando es

tán vivas tienen un olor característico a hierba, y si se las deja podrir adquieren un fuerte olor a desagües. Otras algas, como la Asterionella y la Fragilaria cuando se descomponen tienen un olor típico de pescado (29). Así mismo, Silvey y Harris (30) afirman que difícilmente un alga viva tiene un olor diferente del común de hierba o de verduras que tiene cualquier otra vegetación acuática. Sin embargo, cuando sufren alteraciones en su ciclo normal se observan modificaciones en la composición química de sus subproductos. Liberan en el agua sustancias diferentes de las que normalmente elaboran y en el caso de su descomposición tienen importancia los microorganismos que causan esa descomposición. Así, por ejemplo, el olor pútrido que se siente cuando las algas son destruidas por actinomicetales se debe al propio actinomicetal o a las sustancias que él elabora y no a los productos intermedios formados durante el proceso de descomposición del alga.

Palmer (9) ha señalado los siguientes olores como característicos de varios géneros de algas. En el primer grupo están los olores "aromáticos" semejantes a los de ciertas flores, verduras o especias conocidas.

Olor	Algas
Geranios	<u>Asterionella</u> , <u>Cyclotella</u> , <u>Fragilaria</u> , <u>Melosira</u> , <u>Stephanodiscus</u> , <u>Tabellaria</u> .
Rábanos	<u>Anabaena</u> , <u>Aphanizomenon</u> , <u>Dictyosphaerium</u> .
Violetas	<u>Cryptomonas</u> , <u>Dinobryon</u> , <u>Mallomonas</u> ,
Nuez Moscada	<u>Synura</u> .
Pepinillos	<u>Peridinium</u> , <u>Synura</u> , <u>Uroglenopsis</u> .
Hierba o grama	<u>Anabaena</u> , <u>Aphanizomenon</u> , <u>Actinastrium</u> , <u>Anabaenopsis</u> , <u>Closterium</u> , <u>Cosmarium</u> , <u>Cylindrospermum</u> , <u>Dictyosphaerium</u> , <u>Gloeotrichia</u> , <u>Gomphosphaeria</u> , <u>Microcystis</u> , <u>Nitella</u> , <u>Oscillatoria</u> , <u>Pediastrum</u> , <u>Rivularia</u> , <u>Scenedesmus</u> , <u>Spirogyra</u> , <u>Staurastrum</u> , <u>Synedra</u> , <u>Ulotrix</u> .

El otro grupo está constituido por los géneros que producen olor o sabor de moho o de barro: Anabaena, Actinastrum, Aphanizomenon, Chlamydomonas, Chlorella, Fragilaria, Melosira, Nostoc, Oscillatoria, Rivularia, Synedra. Siempre que se presenta el olor de moho es muy difícil de eliminar.

El olor a pescado se presenta cuando las algas están en concentraciones elevadas. Así, casi todos los géneros que, cuando están en número pequeño producen olor a geranios, rábanos, violetas, nuez moscada, o pepinillos y cuando están en número mayor dan olor a peces.

El olor denominado "séptico" u olor de desagües se asocia con frecuencia a las algas verdeazuladas cuando forman masas densas en proceso de descomposición. Sin embargo, algunas algas verdes de los géneros Hydrodictyon y Cladophora son también capaces de producirlo. Finalmente, olor y sabor de medicinas, yodoformo, etc. pueden ser producidos por ciertas algas cuando se somete a cloración el agua.

Entre todos los géneros de algas, el que produce olor más ofensivo es el Dinobryon, al que le siguen otros cloroflagelados como Synura, Uroglenopsis, Uroglena, etc. (31). Para eliminar el gusto fuerte a pescado, producido por el Dinobryon se gasta, en las plantas de tratamiento de Chicago, sumas superiores a los 35,000 dólares mensuales en carbón activado (32). Esta alga produce un olor fuerte en concentraciones de apenas 300 organismos por centímetro cúbico de agua (33).

Algunas algas producen un gusto particular, que puede ser amargo (Ceratium, Nitella, Synura, ésta última aún cuando está presente en un número de cinco colonias por centímetro cúbico); o dulce (Microcystis, Aphanizomenon, Chlamydomonas, Cryptomonas, Euglena, Gomphosphaeria).

3.4.2. Otros Organismos.

Aunque las algas constituyan entre los organismos vivos la principal fuente de olor y sabor en las aguas potables, existen muchos otros microorganismos tales como las bacterias (especialmente las del grupo de los actinomicetales), protozoarios, gusanos y crustáceos, así como las hojas de las plantas superiores, que al entrar en descomposición en las aguas, son capaces de dar origen a sustancias organolépticas indeseables. Todos esos microorganismos aunque son, con menor frecuencia que las algas, los que imprimen gusto y olor al agua, despiertan un interés particular porque se reproducen en los reservorios de distribución y aún en las tuberías y tanques domésticos puesto que no necesitan luz para desarrollarse.

Los actinomicetales son organismos unicelulares, microscópicos, filamentosos, ubicados por muchos autores como grupo intermedio entre las bacterias y los hongos, pero clasificados como bacterias. Muchos de ellos producen esporas, semejantes a las de los hongos, las que debido a su tamaño tan pequeño pueden atravesar los filtros de las plantas de tratamiento.

to, pasando al sistema de distribución donde se desarrollan formando nuevos micelios. Esto explica la presencia de gusto y olor desagradables que a veces aparecen en el agua distribuida, a pesar de que sale de la planta de tratamiento exenta de gusto y olor alguno, gracias al empleo de carbón activado o de otros métodos de remoción (30).

El sabor producido por esos organismos (por ejemplo el género Streptomyces) es conocido como sabor de tierra y sus cultivos también presentan ese olor muy intenso. Asimismo, se afirma que la propia tierra tiene ese olor característico gracias a la presencia de los actinomicetales. Además, en el agua el olor puede ser intensificado por la presencia del cloro libre. Esos microorganismos provocan la descomposición de las algas, tales como la Anabaena, Oscillatoria, Aphanizomenon, así como de algunas diatomeas, para vivir a costa de su nitrógeno y reproducirse intensamente, estimulando el apareamiento de un sabor indeseable en el agua. De la misma manera, provocan la putrefacción de plantas superiores como totoras y otras que viven en aguas dulces para utilizar los productos de su descomposición. Los actinomicetales por lo general no se encuentran en el agua en gran número, sino en los depósitos de lodo, en el fondo de los lagos o ríos, pero sí hay una disolución en toda el agua de los productos odoríferos de su metabolismo. Todavía no se conoce la naturaleza química de esos productos aunque ya se han comenzado a hacer investigaciones en ese sentido (34). Otros grupos de bacterias como las del género Microspira, por ejemplo, han sido señalados como causantes de la producción de gusto y olor en las aguas de abastecimiento porque pueden reproducirse en los sistemas de distribución. Las ferrobacterias, como la Crenothrix, y las sulfobacterias, como la Beggiatoa, también son capaces de producir gusto y olor en las aguas (35).

Algunos protozoarios producen olor a pescado en el agua, y los flagelados del género Vorticella que fueron encontrados en una concentración de 1,700 por ml en el lago Flint, Indiana, U.S.A., fueron considerados responsables por un gusto amargo fuerte en las aguas (32). La presencia de ciertos gusanos rojos muy pequeños en los reservorios de distribución ha sido relacionada con la producción de un fuerte sabor y olor en las aguas de abastecimiento (29). Los gusanos blancos, del género Nais y otros, también han sido señalados como responsables de causar problemas de ese tipo. Finalmente, existen referencias hechas a los crustáceos como productores de gusto y olor (21) (36).

3.5. Color y Turbidez.

La turbidez de un agua se debe a la presencia en ella, de partículas en suspensión que pueden ser coloreadas o no; el color se debe a las sustancias pigmentadas en solución que ella contiene. Además, una fuente o un cuerpo de agua puede tener un color aparente debido a la reflexión sobre su superficie de colores del ambiente terrestre, del cielo, etc., o

del color del fondo visto por transparencia, o aún originado por la presencia de partículas coloreadas en suspensión, como sucede cuando hay gran número de algas (ver capítulo 2).

Los reglamentos de potabilidad establecen límites permisibles máximos para el color y turbidez de las aguas de abastecimiento. Siendo así, cuando el agua natural está sujeta a sufrir variaciones en esos factores que exceden a dichos límites, entonces es necesario aplicar un tratamiento adecuado para corregir esas características. En general, ese tratamiento consiste de una sedimentación precedida de floculación con la ayuda de coagulantes y de una filtración que podrá ser realizada en filtros de arena de tipo lento o rápido. Además de éstos, se pueden emplear métodos especiales para casos particulares, tales como: precloración, aireación (sobre todo cuando hay color producido por la presencia de compuestos de fierro o de manganeso), carbón activado, etc.

Se ve pues, que la presencia de microorganismos en el agua puede ejercer dos tipos de influencias con respecto a la producción de color y turbidez en las aguas de abastecimiento. Primero, directamente, debido a su presencia como partículas en suspensión o como productores de pigmentos solubles; y segundo, indirectamente, por medio de la interferencia que causan en el tratamiento de las aguas, especialmente en los procesos de floculación, sedimentación y filtración.

3.5.1. Algas.

3.5.1.1. Interferencia Directa.

Desde el punto de vista de partículas en suspensión, las algas pueden constituir un factor directo de su turbidez. Especialmente en los casos que se produce el fenómeno de la floración de las aguas, la turbidez causada por las algas puede alcanzar valores muy elevados que impidan la penetración de la luz más allá de unos pocos metros dentro del agua. Además, debido al hecho de que las algas poseen ya sea una pigmentación verdosa, azulada, parduzca o rojiza se observan fenómenos de coloración aparente en las aguas, en virtud de su concentración en números elevados. Esa coloración, cuando es producida por cloroflagelados pequeños como los *Chlamydomonas* y otros, da origen a problemas, a veces, de solución difícil, sobre todo cuando no se dispone de un buen sistema de coagulación y filtración. También, se ha observado una coloración rojiza en el agua debida a grandes proliferaciones de *Oscillatoria* (37). Asimismo, se ha observado fenómenos de la coloración de aguas de abastecimiento causados por la proliferación de algas en reservorios de distribución descubiertos, sujetos a la penetración de la luz.

3.5.1.2. Interferencias en la Floculación y Sedimentación.

Las algas pueden causar interferencias indirectas en el color y turbidez de las aguas de abastecimiento debido a las

alteraciones que provocan en los procesos de floculación y sedimentación realizados en las estaciones de tratamiento. La causa principal de esas alteraciones proviene de las modificaciones del pH que producen en el agua sometida a tratamiento. Además, las algas se depositan en gran número en los sedimentadores produciendo un aumento en el lodo sedimentado (36).

Mediante el proceso de fotosíntesis las algas toman el anhídrido carbónico del medio, provocando la precipitación de carbonatos. Esto trae como consecuencia la elevación del pH del agua hasta alcanzar valores elevados (de 10, 0), como es el caso de las aguas donde ocurre el fenómeno de floración. Por otro lado, durante la noche debido a la ausencia de luz y a la suspensión de la actividad fotosintetizante pasa a predominar la reacción contraria de respiración, con el consiguiente enriquecimiento del medio en anhídrido carbónico, disolución de carbonatos y correspondiente disminución del pH. Esas oscilaciones provocan varias dificultades de operación en las estaciones de tratamiento, así como también expendios antieconómicos de coagulantes. Un número elevado de algas en el agua induce a la formación de flocs, flojos pero de gran tamaño, los que contienen burbujas de oxígeno en su interior y que pueden ser fácilmente rotos cuando se utiliza agitación mecánica en los floculadores. Esto es lo más indicado en esos casos puesto que se ha comprobado (especialmente cuando hay gran incidencia de algas que flotan como la *Anabaena* y el *Coelosphaerium*) que los flocs de menor tamaño producidos por la agitación, sedimentan mejor, resultando por ello un agua decantada con menor turbidez y color.

Las aguas ricas en algas, para producir la floculación, exigen una mayor cantidad de coagulantes lo que constituye un problema serio en muchas estaciones de tratamiento. Esta exigencia parece ser debida casi exclusivamente a la elevación del pH del agua como resultado de la fotosíntesis. Siendo esto así, el exceso de sulfato de aluminio tiene como función, hacer bajar el pH a niveles compatibles con la coagulación. Sin embargo, esto se puede obtener directamente agregando ácido sulfúrico o en muchos casos evitando el empleo de aireadores que provocan la pérdida del anhídrido carbónico que ha sido liberado por la aplicación de sulfato de aluminio (33).

3.5.1.3. Obstrucción de los Filtros.

El agua que llega a los filtros, con frecuencia, contiene un gran número de algas las cuales serán retenidas por la arena. Además, el lecho filtrante está expuesto a la luz lo que permite el desarrollo de muchas especies, dando origen a una capa biológica viva que recibe la denominación alemana de "Schmutzdecke". Esta capa biológica también puede formarse por la asociación de otros tipos de microorganismos, como sucede cuando los filtros están cubiertos, en cuyo caso pasan a predominar los hongos y las bacterias de vida libre. Dicha capa puede tener importancia como elemento filtrante, sobre todo en los filtros lentos. Muchos de esos microorganismos son productores de materias gelatinosas que tienen capacidad

absorbente, lo que explica el aumento que se registra en la eficiencia de los filtros después de que ha transcurrido un período de tiempo desde que fueron puestos en actividad. Además, cuando hay algas, ellas producen oxígeno durante el día que sirve de elemento purificador del agua ayudando en la oxidación de la materia orgánica, de compuestos odoríferos y en la destrucción de las bacterias anaerobias. Mientras que, en los filtros rápidos la importancia de la capa biológica es muy reducida debido al tiempo corto de contacto que hay entre el agua y los elementos filtrantes y a la frecuencia de su lavado que remueve constantemente la película de microorganismos que se forma sobre los granos de arena. En ellos la filtración es eficiente gracias a la presencia de los flocs de coagulante, que vienen de los sedimentadores y se acumulan en la superficie del lecho filtrante, ocupando los intersticios entre los granos de arena, formando un falso "Schmutzdecke" (38).

Por otro lado, la acumulación de un gran número de organismos, sobre todo los muertos, sobre la superficie de los filtros puede ser perjudicial porque disminuye la velocidad de filtración de los mismos. Además, la formación de gases en abundancia puede originar el levantamiento de agregados de materia orgánica que contienen granos de arena, provocando perforaciones a través del lecho filtrante y haciendo que la filtración sea menos eficiente. El aumento del número de microorganismos que ocurre en ciertas épocas del año o después de la formación de un embalse (sobre todo el primer año después de construída la represa), origina a veces reducciones muy grandes en el intervalo entre dos lavados, obligando a lavados mucho más frecuentes. En una estación de tratamiento de agua de Baltimore, Maryland, E.U.A., después del represamiento del río utilizado como fuente de abastecimiento, el número promedio de algas aumentó de 211 por mililitro a 4,724 por ml, habiendo sido necesario acompañar esa alteración de una reducción en el intervalo entre lavados, de un promedio de 49.8 horas con un máximo de 100 horas, a un promedio de 25.5 horas con un máximo de 37 horas (29).

Los principales géneros señalados como responsables por la obstrucción de los filtros pertenecen al grupo de las diatomeas, debido al hecho de que sus células se encuentran revestidas de un caparazón silíceo que no se destruye después de la muerte de las mismas. En una planta de tratamiento de Chicago, Illinois, E.U.A., que tiene 80 filtros, en ciertas épocas, hay que hacer hasta 300 lavados por día con intervalos de apenas cinco horas. En esas épocas se observan más de 10 millones de organismos por centímetro cuadrado de superficie del lecho filtrante, con predominancia de las diatomeas de los géneros *Tabellaria*, *Melosira*, *Asterionella*, *Fragilaria* y *Nitzschia* (31). A esta lista se puede agregar el género *Synedra*, que con frecuencia alcanza concentraciones de millares de células por mililitro de agua, obligando a lavar los filtros a intervalos tan cortos como de 15 en 15 minutos! (37). Esas obstrucciones son a veces la causa de que se cambie la arena de los filtros después de períodos relativamente cortos de operación, tales como de 2 años. El lavado superficial, a pe-

sar de que constituye un buen auxiliar para el mantenimiento de las condiciones de buen funcionamiento del filtro, no es eficaz en la remoción de las algas que lo perjudican (32).

3.5.2. Influencia de Otros Organismos en el Color y la Turbidez.

También otros microorganismos, además de las algas, pueden provocar turbidez y color en las aguas. Muchas veces se encuentran en el agua crustáceos, tales como *Cyclops* y *Dafnia*, en números suficientemente grandes como para ser vistos a simple vista y produciendo por lo tanto turbiedad. Esto también puede ocurrir en el agua tratada; así, esos microorganismos al ser retenidos por los filtros, producen huevos que atraviesan por entre los granos de arena hasta llegar al sistema de distribución (36) donde se desarrollan. La retención de gran número de esos organismos y de otros grupos de animales puede causar obstrucción de los filtros y reducción en el intervalo entre lavados. Así, se tiene conocimiento de obstrucciones causadas por *Cyclops* y *Dafnia*; nemátodos (*Ironus*, *Mononchus*, *Tripyla*); larvas de insectos (quironómidos); celenterados del género *Hydra* y el único género con forma de medusa encontrado en aguas dulces, *Craspedacusta*. También se han encontrado en los filtros, briozoarios en gran cantidad pero sin producir propiamente obstrucción (31) (29). En una de las plantas de tratamiento de agua de la ciudad de Sao Paulo, Brasil, así como también en una de las plantas de la ciudad de Porto Alegre, Brasil, se encontró un gran número de larvas de los mosquitos del grupo de los caoboríneos. También se deben mencionar las bacterias que oxidan el fierro y el manganeso y que indirectamente provocan alteraciones en el color de las aguas. Este es un hecho que tiene particular importancia en los casos de abastecimiento de agua a partir de pozos. El fierro que contienen esas aguas proviene de la actividad oxidante de bacterias autotróficas, tales como *Crenothrix*, *Leptothrix* y *Gallionella*, que obtienen la energía necesaria para la síntesis, de la transformación del fierro ferroso en férrico, el cual no es soluble y da una coloración pardo-rojiza al agua. Últimamente estos problemas se han solucionado mediante la inyección de cloro en el suelo que circunda al pozo (39).

3.6. Otros Problemas que Pueden ser Causados por los Organismos en las Aguas de Abastecimiento.

3.6.1. Algas.

Además de los problemas mencionados anteriormente, las algas pueden, en condiciones específicas, causar otros problemas entre los que merecen destacarse:

3.6.1.1. Floración.

La floración es un fenómeno provocado principalmente por las algas de tipo planctónico, las que en ciertas circunstancias llegan a formar grandes masas. Tal es el caso de algunas

algas verdeazuladas que cuando envejecen forman pseudovacúolos gaseosos en el interior de sus células, disminuyendo así de densidad y formando verdaderas islas flotantes o alfombras de algas que cubren grandes extensiones de agua. A veces estas masas pueden ser disgregadas por el viento y acumuladas en las ensenadas de los lagos, junto a las márgenes, donde se descomponen causando un mal olor fuerte. Además, de su descomposición, pueden originar fenómenos de intoxicación como ya se describieron en capítulos anteriores, y consumo del oxígeno disuelto, lo cual puede provocar la muerte de peces en gran escala, por asfixia. Aún cuando no entren en descomposición, la demanda respiratoria de las algas puede ser muy grande debido a su número elevado y por la noche cuando cesa la producción de oxígeno por fotosíntesis, se puede producir la asfixia de los peces en áreas limitadas. La formación de floración de algas en los puntos próximos a la toma del agua para abastecimiento, generalmente es causa de problemas relacionados con la elevación del pH, la producción de gusto y olor, así como también de liberación de toxinas en el agua. El control se hace difícil después que las algas han alcanzado ese grado de desarrollo, porque su destrucción en masa por acción de un algicida puede agravar las condiciones existentes, sobre todo en lo que se refiere a la solubilización de sustancias odoríferas y tóxicas.

3.6.1.2. Algas que se Fijan a las Paredes de los Reservorios.

Muchas algas requieren de un sustrato sólido sobre el cual viven fijadas. Algunas de ellas son unicelulares, coloniales, filamentosas o aún arborescentes. En los lagos y ríos cubren la superficie externa de pedazos de piedra, ramas o también viven sobre el lodo fino de las márgenes. En los reservorios de cemento, sobre las paredes húmedas de los ladrillos, en los canales, etc., a veces forman un revestimiento verde que puede ser gelatinoso y escurridizo -el limo- o en forma de tufo con filamentos largos como "cabellos verdes". Esas formaciones no tienen gran significado cuando están en estado incipiente, pero cuando alcanzan un desarrollo abundante pueden crear problemas. Los tufos filamentosos que crecen en las paredes de los sedimentadores a veces se desprenden y van a caer sobre la superficie de los lechos filtrantes obstruyéndolos (40) (9). Además, esas algas pueden elevar el contenido de materia orgánica del agua, contribuir a la producción de gusto y olor y favorecer el desarrollo de otros tipos de organismos. Un alga particularmente nociva es la del género Cladophora. Con respecto a ella, es muy citado el caso del lago Erie en el Canadá, en el que dichos organismos se desarrollaron en gran número debido a la fertilización de las aguas por adición de desechos. Llegaron a formarse grandes depósitos de ella en las márgenes produciendo un olor séptico de tal manera intenso y desagradable que impedía la utilización de esas playas por sus propietarios, ya sea para fines residenciales, recreativos o profesionales (41). Las algas cuyas células están envueltas por sustancias gelatinosas, como las algas verdeazuladas, dan origen a la formación de cos-

tras de limo, las que además de obstruir las canalizaciones y presentar otros inconvenientes, protegen a las bacterias del agua contra la acción desinfectante del cloro.

3.6.1.3. Corrosión.

Hay varios géneros de algas que favorecen la corrosión de piezas y tubos de concreto armado y ya se ha demostrado el papel de las algas del género Oscillatoria, en la corrosión de secciones de tubos de acero que fueron expuestas a la luz. La corrosión causada por las algas puede ser tanto por la acción directa de ellas como por la modificación química del medio. El ácido carbónico, el silícico y el oxálico que producen las algas, pueden intervenir en el proceso de corrosión, así como también la producción de oxígeno que puede oxidar el revestimiento del tubo de acero. Asimismo, se ha observado que las columnas de concreto armado, en su parte sumergida, se vuelven friables debido al desarrollo de costras de algas. El proceso de corrosión se interrumpe si se eliminan esas costras (9).

3.6.1.4. Las Algas y las Industrias de Papel.

El mucílago segregado, especialmente por las algas verdeazuladas, juntamente con las células de ellas que se desarrollan en la superficie del agua que sirve de abastecimiento a industrias de papel, puede ser causa de diferentes daños a la calidad del producto elaborado, tales como manchas, mal olor y otros defectos que dan mal aspecto al papel (42).

3.6.1.5. Algas Presentes en Aguas Tratadas.

Por lo general, un filtro en buenas condiciones de operación no llega a eliminar el 90 por ciento de las algas presentes en el agua. Siendo esto así, un cierto número de microorganismos puede pasar a través de los filtros y acumularse en el fondo de los reservorios de distribución, en el interior de las canalizaciones o en las cajas domiciliarias de agua. A veces puede resultar la producción de mal olor en las aguas debido a su descomposición, a pesar de que, en general, la cantidad de algas presentes en la red no llega a ser suficiente para producir mayores inconvenientes, sobre todo cuando se lavan los reservorios periódicamente para remover el lodo sedimentado. Rajaduras en el lecho filtrante, etc., determinan malas condiciones de filtración, permitiendo que los microorganismos pasen en grandes números al sistema de distribución, donde mueren y se descomponen provocando los inconvenientes ya citados anteriormente. Sobre todo en el caso de algas verdeazuladas que, por descomposición anaerobia pueden dar origen a productos tóxicos, se deben tomar las medidas adecuadas para prevenir la eventual posibilidad de su acumulación en los reservorios de distribución, cajas domiciliarias y aún en el interior de las tuberías. Por otro lado, algunas especies de algas de los géneros Scenedesmus, Euglena, Microcystis, Coccolobastrum y Chlorococcum son capaces de crecer en la oscuridad. En algunas ciudades, todavía se acostumbra usar reservorios de

distribución descubiertos. Esta costumbre tiene el inconveniente de favorecer el crecimiento de algas en un agua que ya ha sido tratada, enriqueciéndola con materia orgánica y haciéndola susceptible a todos los inconvenientes que su presencia origina, sobre todo en el caso de aguas ricas en sales minerales. Entre las algas que, de un modo u otro, pueden desarrollarse en las aguas tratadas, tienen especial importancia aquellas que son resistentes a la acción del cloro residual como la Chlorella, Closterium, Cosmarium y ciertas especies de Gomphosphaeria. Ellas se presentan envueltas en un mucílago que sirve de protección a las bacterias, incluso las patógenas, que se adhieren a él para tener un medio de transporte (9).

3.6.2. Otros Organismos.

3.6.2.1. En los Sistemas de Distribución.

Además de algas se pueden encontrar muchos otros tipos de microorganismos, en suspensión en las aguas, causando fenómenos de turbidez, gusto y olor o adheridos a las paredes internas de los tubos y canales conductores de agua, formando costras ya sean gelatinosas, fibrosas o de mayor consistencia que tienden a reducir el diámetro o espacio útil de la tubería, contribuyendo así a aumentar las pérdidas de carga y otros inconvenientes. Las bacterias filamentosas, principalmente del género Crenothrix, constituyen el grupo más importante responsable de la obstrucción de las tuberías. Generalmente se desarrollan en aguas pobres en oxígeno disuelto y ricas en anhídrido carbónico y fierro. Por eso se las encuentra con mucho más frecuencia en aguas que provienen de pozos, especialmente cuando el suelo que rodea al pozo es rico en materia orgánica en descomposición o humus, de cuya fermentación resulta la producción de anhídrido carbónico el cual es arrastrado hasta las aguas freáticas por las lluvias que se infiltran en el suelo. Esas bacterias crecen en ambientes sin luz, como es el caso de las tuberías en general y particularmente en los sistemas de refrigeración de motores térmicos, en los que pueden causar serios perjuicios. Solamente en forma excepcional se las puede encontrar en aguas que provienen de fuentes superficiales. Esos organismos cuando oxidan el fierro que se encuentra en solución en el agua, provocan la precipitación de hidróxido férrico que es insoluble, iniciando así la formación de costras sólidas o incrustaciones que a la larga causan la obstrucción de la tubería. Esas incrustaciones y los propios filamentos bacterianos son muy difíciles de remover. Las bacterias de los géneros Beggiatoa, Sphaerotilus y otros grupos de microorganismos como los hongos Leptomitus pueden formar costras gelatinosas en tubos cerrados, sobre todo, en presencia de aguas ricas en materia orgánica, como es el caso de techos de algunos tipos de industrias.

En algunas tuberías se han encontrado faunas completas, constituidas por innumerables grupos de organismos que asociados formaban costras con más de un centímetro de espesor, pero lo suficiente como para reducir considerablemente el diámetro

interno de los tubos, sobre todo de aquellos que tenían diámetros menores. En esas ocasiones se han encontrado protozoarios de los géneros Vorticella, Chaos (Amoeba), Arcella, Stentor, Acineta, Zoothamnium; esponjas de los géneros Spongilla y Myenia; celenterados como Hydra y Cordylophora; gusanos como Nais, Anguillula; briozoarios como Plumatella, Fredericella, Paludicella; moluscos como Dreissencia y otros; crustáceos como Asellua, Gammarus y larvas de insectos, tales como de los tricópteros Phryganea, de los neurópteros Corydalis y otros (38).

En las aguas tratadas, los organismos que se pueden encontrar en suspensión son sobre todo, los crustáceos copépodos que proliferan en las redes de distribución debido al hecho de que sus huevos siendo muy pequeños atraviesan los filtros de arena (35). También se han encontrado larvas de insectos del género Chironomus, en gran cantidad, en las aguas tratadas. En los reservorios de distribución se pueden desarrollar esos y otros tipos de organismos en tal cantidad que causan problemas de gusto y olor en el agua como ya se ha señalado anteriormente. Tienen especial importancia ciertos nemátodos de vida libre, como son aquellos de los géneros Diplogaster, Cheilobus, Rhabditis y posiblemente otros que aunque no sean capaces de parasitar al hombre, se alimentan de bacterias y partículas que contienen virus patógenos, los cuales protegen a estos últimos de la acción del cloro ya que son altamente resistentes a la cloración. Los experimentos realizados con algunas especies de estos gusanos, han demostrado que ingieren bacterias como Salmonella typhosa, Salmonella paratyphi y Shigella sonnei, además de suspensiones de virus Coxsackie y Echovirus, todos los cuales pueden sobrevivir en el interior de los gusanos por un espacio de tiempo superior a las 48 horas. También se demostró que los gusanos son resistentes a la acción del cloro residual de 2.5 a 3.0 mg/l durante dos horas; de 15 a 45 mg/l durante un minuto, y aún muchos de ellos pudieron sobrevivir por más de 15 minutos a una concentración inicial de cloro de 100 mg/l. Las bacterias y virus ingeridos, posteriormente pueden ser eliminados por el animal, y el hombre cuando bebe el agua puede ingerirlas en esa forma o aún juntamente con el gusano adquiriendo así una infección bacteriana por ese vehículo (43).

3.6.2.2. En las Fuentes.

En los lagos y embalses construidos es común ver el desarrollo de una vegetación constituida por plantas de los grupos superiores, vasculares, siendo algunas de ellas flotantes y otras enraizadas en el fondo del lago. Ellas pueden presentar serios inconvenientes no sólo desde el punto de vista de la calidad del agua sino también de las propias características de la fuente. En todo lago se observa un proceso continuo de sedimentación que trae como consecuencia la disminución de su capacidad y profundidad. Esa formación de depósitos predomina en las partes menos profundas, como son las margenes, y provoca una reducción considerable del área inundada, tendiendo hacia la extinción del lago. La vegetación enraizada

que crece en esas partes periféricas contribuye enormemente a esa reducción porque favorece a una constante sedimentación de material bajo la forma de un lodo muy fino y fértil, el cual a su vez constituye un substrato para la fijación de plantas nuevas en zonas más profundas. Todo ello trae consigo la pérdida del volumen útil del lago, lo que puede perjudicar en su utilización para diferentes fines, incluyendo los recreacionales (44).

En la vegetación superior que se desarrolla en los lagos se puede distinguir tres tipos principales de plantas, de acuerdo a su situación con respecto al agua: a) plantas flotantes, como la Eichornia, Pistia, Lemna, Salvinia y Azolla, que a veces pueden cubrir grandes extensiones de la superficie impidiendo la penetración de la luz y perjudicando el desarrollo de la vegetación sumergida; b) plantas sumergidas como la Utricularia, Anacharis (Elodes), Vallisneria, Cabomba y Potamogeton; c) plantas enraizadas en el fondo, cuyas hojas flotan o emergen erectas sobre la superficie del agua, como es el caso de la Nymphaea (hojas flotantes) y de las totoras (hojas emergentes erectas).

Todos estos tipos de vegetación tienen el inconveniente principal de producir grandes cantidades de materia orgánica, que por último sedimenta en el fondo del lago formando el lodo; material en descomposición que además de disminuir la capacidad del lago, origina demanda de oxígeno y da como resultado subproductos que causan olor, gusto y color en las aguas de abastecimiento. En esos sedimentos es frecuente la descomposición anaerobia con desprendimiento de burbujas de gas e intenso mal olor. La vegetación sumergida, al realizar la fotosíntesis, produce oxígeno, el que se disuelve en el agua, ayudando así a la autopurificación, aunque no siempre compensando los inconvenientes acarreados por la formación de la materia orgánica. La vegetación emergente aunque pueda hacer sombra sobre el agua, de tal manera que impida la formación de algas y de otros tipos de vegetación sumergida, desprende el oxígeno que resulta de la reacción de la síntesis orgánica que realiza, fuera del agua. Esto es particularmente perjudicial en lo que se refiere a la calidad del agua, porque produce materia orgánica y no ayuda a la reoxigenación del agua. Además hay otros inconvenientes como son: disminución de la circulación normal de las aguas provocada por la masa de vegetación que causa un estancamiento permanente del lago; los detritos que pueden causar a las bombas y turbinas eléctricas y las frecuentes obstrucciones de las rejillas y otros sistemas de retención instalados para la protección de las mismas.

3.7. Referencias.

- (1) Paré, A., 1960. La classification des eaux suivant leur origine. XXII Livre de la Peste, cap. XXIII. Transcrito en la revista L'eau, 47: 271, Francia.
- (2) Gainey, P.L.; Lord, T.H., 1952. Microbiology of Water and Sewage. Prentice-Hall, Inc., E.U.A.

- (3) Capocchi, J., 1956. Padroes de potabilidade da água. Revista D.A.E., 17 (27): 39-58, Sao Paulo, Brasil.
- (4) Bier, O., 1959. Bacteriologia e Imunologia. Cia. Melhoramentos, Sao Paulo, Brasil.
- (5) Clarke, N.A.; Chang, S.L., 1959. Enteric viruses in water. Journal American Water Works Assn., 51: 1299-1317, E.U.A.
- (6) Branco, S.M., 1961. Virus e sua importancia em águas do abastecimento. Revista D.A.E., 22 (40): 70-73, Sao Paulo, Brasil.
- (7) Clarke, N.A.; Estevenson, R.E.; Kabler, P.W., 1956. Survival of Coxsackie virus in water and sewage. Journal American Water Works Assn., 48: 677-682, E.U.A.
- (8) Almeida, F.; Lacaz, C.S.; Forattini, O., 1946. Considerações sobre tres casos de micoses humanas, de cujas lesões foram isoladas, ao lado de cogumelos responsáveis, algas provavelmente do genero Chlorella. Anais da Faculdade de Medicina da Universidade de Sao Paulo, 22: 295-299, Sao Paulo, Brasil.
- (9) Palmer, C.M., 1959. Algae in Water Supplies. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (10) Smith, G.M., 1950. The Fresh-Water Algae of the United States. Mc Graw-Hill Book Company, Inc., E.U.A.
- (11) Pessoa, S.B., 1958. Parasitologia Médica. Livraria Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, Brasil.
- (12) Branco, S.M., 1959. Algas tóxicas. Controle das toxinas em águas de abastecimento. Revista D.A.E., 20 (35): 47-53, Sao Paulo, Brasil.
- (13) Olson, T.A., 1951. Toxic Plancton. (mimeografiado) E.U.A.
- (14) Olson, T.A., 1955. Studies of algae poisoning. The Flicker, 27: 105-108, E.U.A.
- (15) Bossenmaier, E.F.; Olson, T.A.; Rueger, M.E.; Marshall, W.H., 1954. Some field and laboratory aspects of duck sickness at Whitewater Lake, Manitoba. Trans. of the Nineteenth North American Wild Life Conference: 163-175, E.U.A.
- (16) Bishop, C.T.; Anet, E.F.L.J.; Gorham, P.R., 1959. Isolation and identification of the fast-death factor in Microcystis aeruginosa N R C - 1. Canadian Journal of Biochemistry and Physiology, 37: 453-471, Canadá.

- (17) Gorham, P.R., 1964. Toxic Algae as a Public Health Hazard. Journal American Water Works Assn., 56: 148-1488, E.U.A.
- (18) Wheeler, R.E.; Lackey, J.B.; Schott, S., 1942. A contribution on the toxicity of algae. Public Health Reports, 57: 1695-1701, E.U.A.
- (19) Shaut, G., 1939. Fish catastrophes during drought. Journal American Water Works Assn., 31: 771-822, E.U.A.
- (20) Hoehne, F.C., 1939. Plantas e Substancias Vegetais Tóxicas e Mediciniais. Ed. Departamento de Botanica do Estado de Sao Paulo, Brasil.
- (21) Anon., 1958. Origin of taste and odor producing substances. Water Works News, 13 (4): 1-4, E.U.A.
- (22) Ettinger, M.B.; Middleton, F.M., 1956. Plant facilities and human factors in taste and odor control. Journal American Water Works Assn. 48: 1265-1273 E.U.A.
- (23) Ettinger, M.B.; Rosen, A.A., 1958. Tastes and odors in water, Industrial Wastes, (July-August), E.U.A.
- (24) Goodman, H., 1946. Odor and odor perception. Taste and Odor Control Journal, 12 (8): 6-8, E.U.A.
- (25) Burtschell, R.H.; Rosen, A.A.; Middleton, F.M.; Ettinger, M.B., 1958. The Origin of Chlorophenolic Tastes in Water Chlorination Products of Phenol. (mimeografiado). U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (26) Burtschell, R.H.; Rosen, A.A.; Middleton, F.M.; Ettinger, M.B., 1959. Chlorine derivatives of phenol causing taste and odor. Journal American Water Works Assn., 51: 205-214, E.U.A.
- (27) Maloney, T.E., 1958. Identification of odoriferous substances produced by organisms in water-identification of odor producing substances elaborated by algae. Public Works Magazine. Dec., 99-100, E.U.A.
- (28) Maloney, T.E., 1963. Research on algal odor. Journal American Water Works Assn., 55: 481-486, E.U.A.
- (29) Palmer, C.M., 1958. Algae and other organisms in waters or the Chesapeake area. Journal American Water Works Assn., 50: 938-950, E.U.A.
- (30) Silvey, J.K.; Harris, S.B., 1951. Algae in water supplies. Manual for Water Works Operators: 288-321, Texas Water Works and Sewage School, E.U.A.
- (31) Baylis, J.R., 1957. Microorganisms that have caused trouble in the Chicago Water System. Pure Water, 9: 47-74, E.U.A.
- (32) Palmer, C.M.; Poston, H.W., 1956. Algae and other interference organisms in Indiana Water Supplies. Journal American Water Works Assn., 48: 1335-1346, E.U.A.
- (33) Tarlton, E.A., 1949. Algae control. Water and Sewage Works, June: 221-224, E.U.A.
- (34) Romano, A.H., 1958. Identification of odoriferous substances produced by organisms in water - Identification of odors, produced by Actinomycetes. Public Works Magazine, Dec., 100-101, E.U.A.
- (35) Palmer, C.M., 1961. Algae and other interference organisms in water supplies of California. Journal American Water Works Assn., 53: 1297-1312, E.U.A.
- (36) Palmer, C.M., 1956. Control of interference Organisms in Water Supplies (mimeografiado). Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (37) Palmer, C.M., 1958. Algae and other interference organisms in New England water supplies. Journal of the New England Water Works Assn., 72: 27-46, E.U.A.
- (38) Whipple, G.V.; Fair, G.M.; Whipple, M.C., 1927. The Microscopy of Drinking Water, John Willey & Sons, E.U.A.
- (39) Pittendreigh, L.M., 1963. Use of chemical injection wells to suppress biologic activity and to stabilize iron and manganese in ground waters. Journal of the New England Water Works Assn., 77: 35-50, E.U.A.
- (40) Branco, S.M., 1958. Causas do desenvolvimento de algas nos decantadores de estacoes de tratamento de águas - Revista D.A.E., 19 (32): 91-93, Sao Paulo, Brasil
- (41) Barry, A.E. et al., 1958. A Report on Algae Cladophora. Ontario Water Resources Commission, Canadá.
- (42) Palmer, C.M., 1962. Nuisance algae in water supplies of the pulp and paper industry. TAPPI (Technical Association of the Pulp and Paper Industry), 45: 897-900, E.U.A.
- (43) Chang, S.L.; Berg, G.; Clarke, N.A.; Kabler, P.W., 1966. Survival and protection against chlorination of human enteric pathogens in free-living nematodes isolated from water supplies. American Journal of Tropical Medicine and Hygiene, 9: 136-142, E.U.A.
- (44) Mackenthun, K.M., 1958. The Chemical Control of Aquatic Nuisances. Wisconsin Committee on Water Pollution, E.U.A.

4.1. Introducción.

Es frecuente interpretar la expresión "control de microorganismos" como la actividad que va a eliminar sumariamente todos los microorganismos que habitan en las aguas destinadas al consumo público. Sin embargo, tal interpretación es falsa y puede llevar al técnico en tratamiento de aguas a cometer graves errores en la orientación de su trabajo. Los microorganismos no son necesariamente seres nocivos a la salud pública o al tratamiento del agua; por el contrario, pueden ser en ciertos casos de gran interés económico y aún sanitario en las aguas naturales. Así es como, una de las mayores utilidades que tiene el estudio de la hidrobiología está en su aplicación a la piscicultura: las estaciones biológicas de piscicultura realizan estudios de investigación sobre los microorganismos acuáticos, no con la finalidad de destruirlos, sino por el contrario, para descubrir los medios de aumentar su número ya que ellos constituyen la fuente principal de la alimentación de los peces. Además, se sabe que los organismos vegetales fotosintetizantes producen oxígeno, que es de interés no sólo para la respiración de los animales acuáticos sino también para la oxidación bioquímica de la materia orgánica, la estabilización de los desagües y mejorando mucho las características del agua potable, tornándola inclusive más agradable al paladar. Es indiscutible el papel preponderante que desempeñan los microorganismos tales como las bacterias, protozoarios, algas y posiblemente los hongos, en la depuración natural o artificial de los desagües.

Sin embargo, junto a los beneficios están algunos perjuicios, a veces bastante serios, que pueden ser causados por los microorganismos cuando éstos son parásitos o siempre que sobrepasen de un cierto número por unidad de volumen de agua en una fuente. Entre ellos, se puede citar la transmisión de enfermedades, la producción de sabor y olor desagradables, disturbios que causan en el tratamiento, etc. Hay casos en que es necesario establecer un control riguroso de su desarrollo para impedir que sobrepasen de un cierto valor, procurando mantenerlos en equilibrio biológico. En cualquier ambiente natural, inclusive el agua, cada organismo se halla sujeto a la acción del medio químico y a la de los otros organismos. De esa manera su desarrollo se encuentra limitado por las condiciones ambientales. Si por cualquier razón, fuera eliminado uno de los factores inhibidores o elevada la concentración de uno de los factores limitantes del crecimiento de determinado microorganismo, se verificaría un aumento en el número de éste, como resultado consiguiente de la quiebra del equilibrio biológico. Por otro lado, la elevación de un factor inhibidor o la reducción de un factor en mínimo, puede determinar el desaparecimiento o por lo menos una reducción numérica significativa del organismo indeseable. Los procesos de control que se basan en la reducción, en la fuente, de las sus -

tancias nutritivas y demás elementos indispensables para el desarrollo de los organismos, reciben la denominación general de procesos de control preventivo; mientras que aquellos que utilizan la aplicación de sustancias inhibidoras, generalmente tóxicas a los organismos que se pretende eliminar, son llamados procesos de control correctivo (1).

4.2. Control Preventivo.

Los organismos que causan problemas en los abastecimientos de agua podrían ser divididos en dos grupos, según su origen en el cuerpo de agua. El primer grupo estaría constituido por aquellos que son introducidos en las aguas de abastecimiento por medio de los desechos que contienen deyecciones humanas, es decir, que generalmente son transportados por las heces y productos de excreción los que, a su vez, son conducidos por los desagües hasta las aguas. De ellos, los que tienen una gran importancia sanitaria son los microorganismos contaminantes, tales como ciertas bacterias patógenas, enterovirus, algunos hongos, protozoarios y gusanos parásitos, etc. El segundo grupo sería el constituido por los organismos que se originan en la propia fuente, a partir de la reproducción activa y rápida de los organismos que ahí encuentran un ambiente favorable para su desarrollo.

4.2.1. Organismos Patógenos.

Ya que los organismos patógenos no proliferan, a no ser excepcionalmente, en el agua en condiciones de vida libre, su control preventivo en las fuentes consiste en evitar la introducción de desechos que puedan servir de vehículo a los mismos. Esto es posible, hasta cierto punto, mediante la rigurosa fiscalización contra la polución, levantamientos sanitarios, tratamiento de desechos, etc. La posibilidad de la presencia de organismos patógenos en un agua, se determina, indirectamente, mediante el índice de coliformes, porque los organismos de ese tipo, especialmente los de la especie Escherichia coli, son característicos de la presencia de heces humanas (y de animales superiores) y su presencia en el agua revela la probable existencia de microorganismos intestinales patógenos, tales como bacterias, virus, protozoarios, gusanos.

Sin embargo, los organismos coliformes, como ya se discutió en capítulos anteriores, normalmente no causan enfermedades. Existen en gran cantidad en el intestino humano (eventualmente junto con organismos patógenos) y son, en general, más resistentes a las condiciones ambientales existentes en el medio externo que aquellos que causan enfermedades. Se admite pues, que las aguas que contienen una concentración no muy elevada de coliformes puedan no ser nocivas para beber. La concentración límite, establecida por el Servicio de Salud Pública de los Estados Unidos, a través de su llamado "Treasure Standards", es de 1 coliforme, como máximo, por 100 ml. de agua, en promedio, no excediendo de 6 por 100 ml.

en más del 5% del total de muestras analizadas, para que esa agua se pueda beber sin tratamiento. Se ha comprobado que muy rara vez ocurren casos de molestias gastro-intestinales en poblaciones que se abastecen con aguas que obedecen a esas normas.

La frecuente existencia de números peligrosos de coliformes en las aguas empleadas para abastecimiento público o privado resulta del doble uso que, casi obligatoriamente se hace de los cursos de agua. En efecto, el río que atraviesa una ciudad se utiliza tanto como fuente de abastecimiento como para disposición final de los residuos de toda especie, y son raras las ciudades que disponen en sus alrededores de cabeceiras de ríos en regiones montañosas, protegidas por bosques espesos; más frecuente es el caso de una sucesión de ciudades o de poblaciones que utilizan para su abastecimiento los desagües diluidos procedentes de otra ciudad situada aguas arriba (2).

Medidas sanitarias preventivas pueden y deben ser adoptadas en el sentido de proteger las fuentes contra la polución. Tales medidas deben ir desde la fiscalización contra el lanzamiento "in natura" de los desagües domésticos hasta medidas que impidan la infiltración de dicho material cuando proceden de fosas negras, lo que puede saturar en una extensión grande el suelo adyacente a una fuente, con agua polucionada. El estudio de una fuente, como probable abastecimiento de agua, debe estar siempre precedido de un levantamiento sanitario que incluya, además del recuento de coliformes y otras determinaciones biológicas y químicas que determinen la calidad del agua, algunos datos respecto a (3) las: características del suelo que rodea a la fuente, anotándose las áreas de drenaje cultivadas, los matorrales y los pastos; ubicación y densidad de las poblaciones, procedimientos utilizados para disponer de los restos polutantes, como son los desechos industriales, alejar la ubicación de los ferrocarriles, etc.; localización y características de cualquier sistema de eliminación de desechos tratados o no; existencia y características de la práctica de deportes náuticos, pesca, natación. Si se trata de aguas subterráneas, se debe conocer los datos referentes a la naturaleza geológica del terreno, sobre todo en lo que respecta a su permeabilidad, existencia de fisuras, galerías calcáreas, etc.

En la construcción de un reservorio de almacenamiento para abastecimiento de agua, también se deben tomar algunas precauciones con miras a impedir una contaminación futura con microorganismos patógenos de las aguas represadas (4): someter al personal empleado en las obras e instalado dentro de la cuenca (inclusive sus familiares) a exámenes coprológicos y otros que puedan evidenciar eventuales parasitosis intestinales, especialmente producidos por el Schistosoma y otros; ubicar los campamentos del personal a más de 100 metros aguas abajo de las márgenes del futuro lago, con instalaciones sanitarias de esos campamentos; evitar la presencia de animales

de tracción y otros en la cuenca a ser inundada. Después de construídas, esas fuentes deberán tener fácil acceso a todo su contorno de modo que permita la inspección constante, evitando en esa zona la práctica de la cacería, la pesca u otras actividades recreacionales a no ser que estén perfectamente reglamentadas con disposiciones que garanticen la seguridad-sanitaria de la fuente.

En algunos casos, se deben tener cuidados especiales no sólo con respecto a la introducción de organismos patógenos en el agua, sino principalmente al desarrollo de organismos que sirven de huéspedes intermediarios y por lo tanto constituyen vehículos obligatorios de parásitos. Por ejemplo, ese es el caso de los caracoles transmisores de la bilharziasis, parasitosis que es producida por el *Schistosoma* y que, sin embargo, parasita al hombre solamente después de haber pasado por una etapa larval en el interior de los moluscos planorbídeos. El control preventivo de éstos se realiza sobre todo mediante la limpieza de las márgenes de los lagos o ríos planos, eliminando lo más que se pueda la vegetación emergente.

Los procesos de naturaleza física y química que se llevan a cabo en un curso de agua y que son responsables del fenómeno de la autopurificación actúan también sobre los organismos patógenos, destruyéndolos en gran proporción. Esos procesos son principalmente (3):

a) Sedimentación.— Experimentos realizados han demostrado que un 90% de las bacterias coliformes son eliminadas en 24 horas, por simple decantación. Este fenómeno se puede acelerar grandemente cuando el medio es rico en partículas en suspensión o sustancias coloidales que se precipitan hacia el fondo, arrastrando consigo a las bacterias. Ese es uno de los factores de importancia en los represamientos y que hace que las aguas de los reservorios acusen algunas veces índices de coliformes inferiores a los del río antes de su represamiento. La sedimentación es de gran importancia en el control natural de los huevos de gusanos, quistes de protozoarios, parásitos, etc.

b) Antagonismo entre diferentes microorganismos.— Muchos microorganismos, especialmente los protozoarios, se alimentan de bacterias y a veces son incapaces de proliferar en un medio que no las contenga en gran número. Entre otras cosas, se ha observado que la proliferación de bacterias en aguas que reciben desechos orgánicos, es seguida inmediatamente, en el tiempo y en el espacio, de un aumento enorme del número de protozoarios que, a su vez, provocan una disminución del número total de bacterias, a pesar de que éstas comienzan a reproducirse con mayor intensidad y rapidez. Otros organismos son los virus bacteriófagos que son sus parásitos típicos y las algas, que ya sea por la oxidación que producen o por la producción de sustancias antibióticas como la clorelina, etc.

c) Luz.— Es bien conocido el efecto germicida de ciertos tipos de radiaciones luminosas, sobre todo los rayos ultravioleta. Sin embargo, las ondas de esa longitud de onda tienen un pequeño poder de penetración, siendo fácilmente retenidas por factores como color y turbidez que disminuyen la transparencia de las aguas. Sin embargo, se ha demostrado la influencia de la luz en la destrucción de las bacterias hasta más allá de un metro de profundidad.

d) Temperatura.— La elevación de la temperatura del agua, entre 0° y 37°C provoca, en general, una disminución del número de bacterias, ya sea porque constituye un factor de reducción en el grado de viscosidad del agua, lo que permite una sedimentación más rápida, o ya sea porque causa un aumento en la actividad metabólica de las bacterias haciendo las susceptibles más rápidamente a la destrucción por efecto de factores tóxicos, etc.

e) Oxidación.— La oxidación es un factor de gran importancia en la destrucción, sobre todo de organismos de vida anaerobia, como son en general, los patógenos intestinales. La oxigenación del agua, ya sea por reaireación a partir del oxígeno de la atmósfera en aguas agitadas, o ya sea por fotosíntesis, desempeña un papel importante en la destrucción de organismos patógenos.

f) Otros Factores.— Además, tienen importancia en la reducción del número de organismos, las variaciones de la presión osmótica, los efectos causados por la dilución con aguas libres de microorganismos, etc.

4.2.2. Organismos Perjudiciales a la Calidad de las Aguas.

Los organismos que crecen, se desarrollan y se reproducen en el agua, pueden ser controlados mediante la limitación de las fuentes de nutrición y demás elementos indispensables para su vida. Se les puede considerar dentro de dos grupos diferentes, de acuerdo con sus exigencias nutricionales: los organismos de vida heterotrófica y los organismos autótrofos, los cuales estarán controlados por la limitación de la materia orgánica y de las sustancias minerales, respectivamente.

4.2.2.1. Organismos Heterótrofos.

El control de los organismos que se nutren de materia orgánica se hace impidiendo el enriquecimiento del medio, ya sea por medio de desechos orgánicos, especialmente desagues, o bien sea mediante la actividad sintetizante de los organismos autótrofos y, en este último caso, se entra el control de los organismos autótrofos que se discutirá adelante. Además, contribuyen al enriquecimiento del medio en materia orgánica, la vegetación marginal, así como también el drenaje de las tierras abonadas o pantanosas, etc. Otro medio para controlar a los organismos heterótrofos, sobre todo aquellos

que tienen mayores exigencias de oxígeno, es mediante la reducción de la cantidad disponible de ese gas disuelto en el agua. Un caso típico lo constituyen las larvas de los mosquitos simúlideos, o "inflados" que viven solamente en cascadas o en aguas muy agitadas, las cuales les suministran grandes cantidades de aire disuelto. La simple reducción de la velocidad de esas aguas es, muchas veces, suficiente para impedir o limitar el desarrollo de esos insectos.

Las aguas tratadas, particularmente aquellas que son ricas en sales minerales, cuando se las mantiene en reservorios de distribución abiertos o iluminados, pueden dar origen a la proliferación de algas las cuales, a su vez, enriquecen el medio en materia orgánica que puede servir de alimento a las bacterias las cuales provocan su descomposición así como a los hongos, protozoarios, microcrustáceos, gusanos, larvas de insectos, etc. alterando la calidad del agua porque pueden causar fenómenos de sabor, olor, turbidez, etc. De ese modo, es que indirectamente, la luz y las sales minerales pueden constituir causa del desarrollo de organismos heterótrofos en las aguas. Ese fenómeno se observa también con frecuencia en las fuentes de abastecimiento después de un tratamiento con algicidas lo que causa una destrucción en masa de las algas. El cubrir o tapar los reservorios de distribución o domiciliarios, además de impedir la penetración de la luz es útil, en muchos casos, porque dificulta el acceso de insectos, tales como los quironómidos y otros que, al depositar sus huevos sobre la superficie de las aguas, dan origen a la formación de gran número de larvas (5), que a veces son perjudiciales para la calidad del agua potable.

4.2.2.2. Algas y otros Organismo Autótrofos (1)

Los elementos indispensables para la vida de los organismos autótrofos, en particular de los fotosintetizantes, son el anhídrido carbónico, las sales minerales y la luz. Por consiguiente, su desarrollo en un agua de abastecimiento se puede limitar mediante el control del acceso de algunos de esos elementos a la fuente.

4.2.2.2.1. Anhídrido Carbónico.

Es muy difícil, si no imposible en la mayoría de los casos, controlar la concentración del anhídrido carbónico disuelto en el agua. En general, proviene de la misma atmósfera o se forma como resultado de las reacciones de la oxidación de la materia orgánica, ya sea en el agua misma, o bien en el suelo que es atravesado por las aguas de lluvia. Las aguas en las que existe gran actividad de microorganismos heterótrofos, como es el caso de las que reciben desechos orgánicos de cualquier naturaleza, son especialmente ricas en este compuesto. Además, en el agua, pueden constituir fuentes minerales de anhídrido carbónico, los bicarbonatos que están en solución, los cuales pasan a la forma de carbonatos insolubles cuando la proporción de ese gas libre en el agua cae por debajo de una cierta concentración de equilibrio.

4.2.2.2.2. Sales Minerales.

Los organismos vegetales exigen la presencia de algunas sales minerales, en pequeñas concentraciones, como fuentes de elementos que entran en la composición de las moléculas complejas que las constituyen, juntamente con el carbono, hidrógeno y oxígeno que obtienen del anhídrido carbónico y del agua misma. Esos elementos son, principalmente: nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, fierro, azufre y otros en menor cantidad. También son requeridas algunas otras sustancias en cantidades infinitamente pequeñas, siendo denominadas micronutrientes. Además, hay ciertos organismos que tienen exigencias especiales; como las diatomeas que necesitan sílice, el que se encuentra generalmente en la forma de silicatos coloidales, siendo causa de la turbidez en las fuentes de agua. El género Anabaena se desarrolla mejor en aguas que contienen mayores concentraciones de calcio y de nitrógeno del que también es ávido. Pero, cuando el agua es rica en este último elemento pero pobre en calcio, se desarrolla el Microcystis en lugar del anterior (6). En general, se puede decir que el nitrógeno en primer lugar, el fósforo en segundo y en algunos casos el potasio, constituyen los factores limitantes para el desarrollo de las algas así como también de otros vegetales clorofilados en las fuentes de agua potable.

La fuente de esos elementos puede ser la erosión del suelo; el drenaje de las aguas de irrigación, sobre todo cuando las tierras han sido enriquecidas con abonos minerales u orgánicos; el drenaje de terrenos pantanosos; desagües o efluentes de plantas de tratamiento; desechos de cierto tipo de industrias, etc. Los abonos minerales, estando destinados a la fertilización de las tierras para la producción de vegetales, son especialmente ricos en todos aquellos elementos, incluyendo los micronutrientes que hacen posible un mejor desarrollo de los organismos autótrofos. Los abonos orgánicos, así como también los desagües y aún toda clase de residuos orgánicos, vegetación de las márgenes que al morir cae dentro de las aguas, etc., son oxidados por acción bacteriológica, formando compuestos minerales ricos en nitrógeno, fósforo, potasio, etc. Por esta razón, los mismos efluentes de las plantas de tratamiento de desagües constituyen una fuente riquísima en esas sustancias. Además, generalmente algunas otras sustancias son transportadas por los desechos, enriqueciéndolos aún más. Como sucede con los detergentes del tipo A B S (alquil benceno sulfonatos) que son una fuente importante de fósforo y que vienen siendo utilizados cada vez más para fines domésticos e industriales, siendo después conducidos por los desagües, constituyen al mismo tiempo, una de las fuentes de fósforo más difíciles de eliminar mediante el tratamiento (7). Las mismas algas, al morir, se convierten muchas veces, en fuente de sales minerales y de micronutrientes que favorecen el desarrollo posterior de otras especies. Este hecho es especialmente importante en el caso de algunas algas verdeazuladas que son capaces de fijar el nitrógeno del aire, enriqueciendo el medio en ese elemento (8).

Teniendo en cuenta el problema de la fertilización, se deben tomar algunas medidas especiales al hacer el represamiento de una fuente destinada al abastecimiento. Además de limitarse la eliminación de desechos en la cuenca a ser inundada, se debe quitar todos los matorrales y material putrescible antes de cerrar el represamiento. El matorral existente no debe ser inundado y ni siquiera quemado, porque de una manera o de la otra se favorecería al enriquecimiento de las aguas en sales minerales, entre los que habrían compuestos de nitrógeno y de fósforo. Si fuera absolutamente necesario el quemar ese material, se debería hacerlo en puntos determinados y sacar en seguida las cenizas. En ese caso, el quemado debe ser total, ya que los residuos de la destilación seca de la madera, en la formación del carbón, pueden dar origen a gusto y olor en las aguas. Se debe excavar el fondo de las pequeñas lagunas o simples depresiones de terreno que se han de incluir en el embalse para sacar todo el material decantado o depositado por las lluvias porque es muy rico en sales minerales lixiviados durante años por las aguas de drenaje. Finalmente, las márgenes del lago deben ser de preferencia, limpias y con taludes escarpados a fin de evitar la formación de regiones de poca profundidad que favorecen el crecimiento de la vegetación marginal. El no observar estas recomendaciones han creado, con mucha frecuencia, serios problemas en el tratamiento. Por ejemplo, una de las fuentes de abastecimiento de Sao Paulo, antes de ser represada contaba con un número máximo de 500 organismos por ml. y después de la construcción de la represa llegó a contar como 100,000 organismos por ml.

4.2.2.2.3. Luz.

La necesidad de la luz solar como fuente de energía para la realización de la síntesis orgánica, hace que los vegetales clorofilados acuáticos se distribuyan dentro del agua, de manera que puedan obtener la mayor cantidad posible de radiaciones que son capaces de absorber y utilizar. Por esta razón, es que en las grandes profundidades de algunos lagos, se hace imposible la vida de esos organismos, sobre todo cuando se trata de aguas que tienen alto grado de color y de turbidez puesto que esos son los principales factores que interfieren en la limitación de la luz. Una turbidez de 100 unidades prácticamente elimina todo desarrollo de algas (9). Esta particularidad puede ser aprovechada por los ingenieros sanitarios de varias maneras para conseguir aguas libres de algas nocivas.

Se ha comprobado que muchas aguas, aunque contengan concentraciones elevadas de nitrógeno y otros elementos esenciales, no tienen un número elevado de algas, debido a su alto grado de turbidez o de color que impide la penetración de la luz, convirtiéndola así en el factor limitante principal. Por otro lado, se sabe que al represar un río se disminuye la velocidad de sus aguas, lo que favorece a la sedimentación del material en suspensión con la consiguiente reducción de la turbidez y aún del color de las aguas. Así se eliminan en gran parte los obstáculos principales que impiden la penetración de la

luz. Esto favorece, a veces, un aumento considerable en la densidad de la población de algas en el represamiento. Por ejemplo, la ciudad de Sao Paulo cuenta con tres grandes fuentes de agua: el embalse de Río Grande, el embalse Guarapiranga y el sistema de embalse de Cotía. Se realizaron estudios sobre sus condiciones sanitarias y se obtuvieron los siguientes datos (promedios de un año de observación) (10):

	Turbidez	Color	Nitrógeno (mg/l)	Microorganismos (N° por ml.)
Río Grande	5	31	1.045	más de 20,000
Guarapiranga	13*	94	0.435	menos de 500
Cotía	6.5	62	0.386	menos de 6,000

* Promedio de los datos recogidos en la planta de tratamiento. La turbidez en el embalse es todavía mucho mayor.

Así, se puede observar que, sin lugar a dudas, el alto contenido de nitrógeno y el color y turbidez muy bajas en la primera fuente, constituyen los factores responsables por el número elevado de microorganismos encontrados. Sin embargo, por otro lado, se puede comprobar que el sistema de Cotía, a pesar de tener un menor contenido de nitrógeno que el de Guarapiranga, generalmente presenta números más elevados de microorganismos que este último y eso se debe sin duda alguna, a la diferencia que hay entre los índices de color y turbidez de las dos fuentes. Los dragados continuos para sacar la arena del fondo del embalse de Guarapiranga, aunque con graves inconvenientes para el lago contribuyen en mucho, para que éste no tenga un número muy elevado de algas, a pesar de su contenido mineral relativamente alto.

Un caso aún más evidente es el constituido por los dos lagos artificiales que forman el sistema de Cotía (11); prácticamente toda el agua contenida en la represa llamada Cascada de Gracia proviene de otra mucho mayor, la de Pedro Beicht, ubicada aproximadamente a 10 Km. aguas arriba de la primera. El trecho que las separa está cubierto de matorral denso y el agua lo atraviesa en lecho abierto y como resultado el agua de la Cascada de Gracia tiene una coloración fuerte debido a la presencia de sustancias tánicas que resultan de la descomposición de hojas, raíces, etc., que caen constantemente en el agua. Debido a ello, se ha comprobado que a pesar de que en ambos lagos existen las mismas especies de algas, el número que se ha encontrado en el segundo es mucho menor que en la represa de Pedro Beicht. En este caso, la influencia del color, está confirmada además por lo siguiente: a pesar de que la represa de Pedro Beicht es mucho más profunda que la Cascada de Gracia, el número de algas es casi constante desde la superficie hasta el fondo; mientras que en la represa pequeña, que tiene apenas tres metros de profundidad, las zonas superficiales son mucho más ricas en algas que las zonas profundas.

En general, se procura sacar partido de esa propiedad, de dos maneras diferentes: Se aumenta la turbidez del agua por medio del carbón en polvo, esparcido sobre la superficie. Este método es llamado de "black out" y también puede emplearse otros pigmentos o aún una gran cantidad de bolas negras de plástico que floten sobre la superficie del agua, de modo que impidan la penetración de gran parte de la luz solar. Este procedimiento se puede emplear solamente en lagunas de área limitada y que no sufran mucho de la acción del viento que tiende a arrastrar las partículas (en caso del carbón en polvo) hacia las riberas. Los reservorios y canales de distribución deben estar, de preferencia, totalmente cubiertos con techo de cemento o cualquier otro material.

El segundo método consiste en captar el agua a mayores profundidades por medio de sistemas de captación con varias compuertas, de tal modo que se pueda escoger la profundidad conveniente en cada época del año, de acuerdo con la cantidad y los tipos de algas presentes. La toma del agua muy próxima al fondo puede traer el inconveniente de obtener aguas muy pobres en oxígeno y más bien ricas en fierro o manganeso, los que deben ser eliminados posteriormente.

4.2.2.2.4. Otros factores.

Otros factores pueden ser limitantes, en casos específicos. Las bacterias que oxidan el fierro durante sus procesos vitales, pueden proliferar solamente en aguas que contengan ese elemento. Por otro lado, las sulfobacterias exigen la presencia de compuestos de azufre y pueden proliferar en abundancia en las aguas que reciben ciertos tipos de desechos. Las plantas acuáticas superiores, además de tener las exigencias de las algas, también tienen otras con relación a la naturaleza del material que conforma el fondo en el cual se fijan, etc.

4.3. Levantamiento Sanitario.

Si en un proyecto de aprovechamiento de fuentes para agua potable se tiene la posibilidad de poder anticipar el futuro desarrollo de organismos nocivos, así como de adoptar, en vista de tales previsiones, medidas preventivas que procuren, de manera económica la limitación de esos organismos, es aconsejable en todo caso, la realización de levantamientos sanitarios completos de los cursos de agua o embalses que han de ser utilizados. Ese mismo tipo de levantamiento se puede y debe realizar en fuentes que ya se encuentran en uso siempre que exista el peligro de la alteración progresiva de las características del agua en virtud, sobre todo, de los desechos industriales, desagües domésticos, etc. que son arrojados en ellas.

4.4. Control Correctivo.

4.4.1. Bacterias y Virus .

El Servicio de Salud Pública de los Estados Unidos, basán

dose principalmente en los trabajos de Streeter, recomienda que las aguas que contienen más de 1 bacteria del grupo coliforme - por cada 100 ml, deben ser sometidas a tratamiento antes de ser distribuidas a la población. También, considera que un agua con un contenido hasta de 50 coliformes por 100 ml puede transformarse en buena, desde el punto de vista de la salud pública, si se la somete a una simple cloración. Las aguas que contengan un número mayor de coliformes deben ser sometidas a un tratamiento completo que incluya filtración lenta (o coagulación, sedimentación, filtración rápida) y cloración. Finalmente, no admite que las aguas que contienen un número de coliformes superior a 5,000 por 100 ml puedan ser tratadas satisfactoriamente (12). Ultimamente, debido al perfeccionamiento de los procesos de tratamiento, y especialmente de los métodos de control de cloro residual, ha sido posible en plantas de tratamiento muy bien equipadas, obtener aguas tratadas en forma satisfactoria, desde el punto de vista higiénico, aún a partir de aguas que contenían índices más elevados de bacterias coliformes. El empleo de la precloración, es decir, la aplicación de cloro en el agua bruta, antes de la sedimentación o por lo menos antes de la filtración, así como el mantener una alta concentración de cloro residual (hasta de 1 mg/l) han hecho posible la obtención de esos resultados.

Trabajos recientes (13) (14) confirman hasta cierto punto las conclusiones alcanzadas por Streeter. Están de acuerdo en que una reducción de aproximadamente 98% del número de coliformes se puede obtener mediante la coagulación, sedimentación y filtración en las plantas de tratamiento y que esos procesos son indispensables en el tratamiento de aguas con más de 60 coliformes por 100 ml, para remover el material que está en forma de partículas que puedan proteger a las bacterias contra la desinfección por cloro. La inspección de gran número de plantas de tratamiento norteamericanas que tratan aguas brutas que contienen números superiores a los 5,000 coliformes por 100 ml en promedio (la mayoría de ellas acusaban coliformes entre 5,000 y 50,000 por 100 ml y algunas aún con números superiores), reveló que un tratamiento bien cuidado y una precloración intensa puede permitir efluentes de buena calidad bacteriológica. También se sugiere la necesidad de incluir en las plantas de tratamiento, además de los equipos de precisión, un personal técnico altamente calificado. Se deben estudiar los puntos de aplicación de cloro, mantener rigurosamente los niveles de cloro residual, realizar las determinaciones con gran frecuencia, y disponer de sistemas automáticos para elevar la dosis de cloro, sobre todo si se trata de aguas cuya demanda oscila con mucha frecuencia.

Sin embargo, se debe tener en cuenta el hecho de que todas esas determinaciones y los procesos de control se basan en los índices de coliformes los cuales, es verdad, no son organismos de interés sanitario. Y cuando se utiliza tales índices para fines de desinfección, el ingeniero sanitario parte de la premisa de que siendo los organismos patógenos más susceptibles a la acción del tratamiento que los coliformes, deben morir primero. Aunque esto sea cierto para las bacterias que causan la

fiebre tifoidea, el cólera, las disenterías bacilares, etc., es discutible que se pueda aplicar a todos los organismos patógenos transportados por el agua. Así, Walton asegura que "aunque las bacterias sean sin duda alguna removidas en los procesos de tratamiento de los desagües, nuestro conocimiento acerca de otros organismos patógenos es muy limitado" (14) y además que: "El tratamiento para eliminar las bacterias coliformes puede no ser el adecuado para destruir a todos los organismos patógenos" (13). Realmente, la finalidad del tratamiento no es eliminar coliformes sino bacterias patógenas, así como también virus, protozoarios y otros organismos capaces de transmitir enfermedades. Con respecto a este problema, se debe tener presente lo que sucedió en la ciudad de Nueva Delhi, India, caso en que aproximadamente 1'000,000 de personas (de una población de 1'700,000) fueron infectadas por el virus de la hepatitis infecciosa, al consumir aguas aparentemente seguras desde el punto de vista de los coliformes (15). El agua de abastecimiento recibía el tratamiento de presedimentación, coagulación y floculación con sulfato de aluminio, sedimentación de seis horas, filtración en filtros rápidos de arena, post-cloración con cloro combinado (cloraminas). Los reservorios de distribución del agua en la ciudad tenían, cuando brotó la epidemia, de 0.15 a 0.20 mg/l de cloro residual. Los datos obtenidos sobre coliformes no indicaban evidencia de contaminación. Se salvó de la infección, una parte de la población que se abastecía con agua proveniente de una planta de tratamiento (Okhla) que estaba ubicada aguas abajo del mismo río y por lo tanto sujeta a mucho mayor contaminación, pero en su tratamiento incluía precloración y utilizaba cloro libre, en lugar de cloro combinado. A pesar de que, como se sabe, el uso de cloraminas ofrece varias ventajas sobre el cloro libre, principalmente en poder mantener constante el cloro residual, el control del gusto y el olor, etc., su eficiencia como germicida llega a ser cerca de diez veces menor.

La legislación paulista (Decreto N°24806, de 1955) admite como aceptable un límite máximo de 5,000 coliformes por 100 ml para un tratamiento que incluya filtración y post-cloración; para números superiores, hasta un máximo de 20,000 por 100 ml exige precloración. Mantener esos límites indica el cumplimiento de un criterio muy prudente de parte de las autoridades y que no debe ser alterado a no ser (por absoluta necesidad) de que se disponga de un equipo técnico perfecto y de un personal capacitado, sobre todo para controlar los virus en las aguas de abastecimiento y para mantener un nivel constante de cloro residual en la pre-desinfección.

4.4.1.1. Cloración.

Sin duda alguna, el cloro es el bactericida más empleado en aguas de abastecimiento, así como también en piscinas, etc., debido a su elevada capacidad tóxica, a su costo relativamente bajo y facilidad de aplicación que lo caracterizan. Su eficiencia sobre las bacterias patógenas intestinales es bien conocida y además ha sido empleado con éxito en el control de bacterias de vida libre, especialmente de las bacterias ferruginas.

Las del género *Crenothrix* que causan obstrucciones y corrosión en las tuberías de fierro, las cuales pueden ser destruidas con cloro en concentraciones residuales de 0.5 a 1.0 mg/l (16) (17).

Los actinomicetos y sus esporas son destruidas casi totalmente por 1 ml de cloro en apenas 30 segundos de contacto (18)

No se ha determinado todavía suficiente y definitivamente la manera en la cual el cloro ejerce su acción tóxica. Se sabe que el cloro gaseoso al disolverse en el agua pura reacciona con ella para dar formación al ácido hipocloroso (HOCl) y el ácido clorhídrico (HCl) y también está demostrado que la acción germicida se debe principalmente al ácido hipocloroso, dependiendo su mayor o menor eficiencia principalmente de la resistencia que ofrece la pared celular de los organismos a la difusión del compuesto (19). La molécula de ácido hipocloroso es de pequeño tamaño y de poca carga, y en general atraviesa con facilidad la membrana celular y reacciona con su contenido plasmático. Además el ácido hipocloroso se caracteriza por su inestabilidad, ya que puede desdoblarse dando origen a oxígeno activo y cloro, lo que le da alta capacidad oxidante. Existen varias teorías que procuran explicar el mecanismo de la acción tóxica sobre los organismos (3) (20):

1. La acción oxidante que el ácido hipocloroso ejerce sobre el contenido celular podría producir la coagulación, es decir, la pérdida de las características coloidales de sus proteínas interviniendo en los grupos aminados que ligan, entre sí, a los aminoácidos que constituyen la molécula proteica. Otra forma sería la oxidación de las enzimas responsables de los procesos de oxireducción en el metabolismo celular, de tal manera que provoque su interrupción causando una muerte rápida.

2. El cloro liberado del desdoblamiento del ácido hipocloroso podría, en lugar del oxígeno o junto con él, constituir el elemento activo, sustituyendo al hidrógeno en los grupos $=\text{NH}$ de las proteínas, formando un compuesto incompatible con la vida. Esta hipótesis es poco probable por lo que se conoce hoy con respecto a la hidrólisis del cloro. Para que hubiese en el agua cloro en estado gaseoso, sería necesario que el pH de aquella fuese inferior a 4.

3. La valencia del nitrógeno pasaría de 3 a 5, incorporando una molécula de agua, dando origen a una base que se ioniza y reacciona directamente con el ácido hipocloroso.

4. El oxígeno activo en estado nascente y el cloro resultante del desdoblamiento del ácido hipocloroso podrían reaccionar con los compuestos que tiene doble enlace no saturado y que eventualmente existen en el plasma celular, dando origen a la formación de compuestos tóxicos que causarían la destrucción (lysis) de la célula en lugar de una coagulación.

5. El ácido hipocloroso (o el ácido clorhídrico) podría reaccionar con las proteínas del plasma, dando origen a sales o

formando precipitados insolubles o en todo caso desnaturando las proteínas celulares.

Además, se sabe que la actividad bactericida del cloro en el agua es muy acentuada en pH bajos, debido al desplazamiento del equilibrio entre el ácido hipocloroso no disociado y el disociado. La destrucción de las bacterias a un pH igual a 9.0 requiere, muchas veces, mayor tiempo que el requerido en un agua a un pH neutro. Sin embargo se cree actualmente, como más probable, la actividad del cloro a través de la oxidación de las enzimas en una de las etapas del llamado "ciclo de Krebs", o sea, de la cadena de reacciones de oxidación y reducción en el metabolismo celular y eso explicaría la mayor resistencia que, en general, presentan los virus, a la acción del cloro. Los virus no poseen enzimas y, por ello, su destrucción depende más bien de la desnaturación directa de los compuestos orgánicos que los constituyen.

Algunos autores (2) admiten la posibilidad de que el cloro, cuando se aplica en cantidades insuficientes, puede producir algunas modificaciones en el comportamiento fisiológico de la célula, sin llegar a destruirla. Por ejemplo, se explica así el hecho de que las bacterias coliformes, después de una cloración insuficiente, no puedan desarrollarse más en el medio verde brillante bilis empleado en las pruebas confirmativas. No se debe olvidar esta hipótesis en los casos de brotes de enfermedades intestinales producidas por las aguas que fueron declaradas seguras, desde el punto de vista bacteriológico, en virtud de los resultados de las pruebas confirmativas. Casos de este tipo ocurrieron en Minneapolis, Minnesota en 1955 y en Milwaukee, Wisconsin en 1938, causando gastroenteritis y fiebre tifoidea respectivamente, en poblaciones que se abastecían con aguas cloradas que en pruebas presuntivas arrojaban resultados positivos pero en las pruebas confirmativas daban resultados negativos. Por esta razón es preferible utilizar como criterio de eficiencia de la cloración los resultados obtenidos en las pruebas presuntivas y no en las confirmativas.

Algunos organismos patógenos son más resistentes al cloro que las bacterias coliformes. Así, por ejemplo, los virus, sobre todo los que causan la poliomielitis, la enfermedad de Coxsackie y la hepatitis infecciosa, aunque sean eliminados de un 95 a un 99% mediante la coagulación y sedimentación, son más resistentes a la acción del cloro que las bacterias patógenas y los coliformes, requiriendo a veces dosis de cloro residual mayores que 0.5 mg/l (dependiendo de factores tales como temperatura, pH y otros) para ser destruidos. Sin embargo, todos esos virus pueden ser destruidos con la precloración siempre que se pueda mantener una concentración de 1.0 mg/l de cloro residual durante cerca de 30 minutos y de que el agua no esté excesivamente polucionada con materia orgánica de tal modo que los virus estén protegidos por ella de la acción del cloro mediante envoltorios coloidales (21) (22). La Convención Anual de Philadelphia (23) sugirió en 1962, como medida única capaz de controlar o destruir los virus en el agua, la aplicación de una dosis de

cloro libre residual de 1 mg/l durante varias horas y en agua limpia. Sin embargo, afirma que difícilmente se puede establecer un padrón ideal para aguas de abastecimiento en lo que respecta a los virus, ya que los conocimientos que se tienen de ellos todavía son insuficientes.

Además, existen en el agua algunos organismos que pueden eventualmente proteger a las bacterias y virus patógenos de la acción del cloro. Algunos ejemplos están dados por las algas resistentes a dosis elevadas de cloro que dentro de sus envoltorios gelatinosos mantienen verdaderas masas de bacterias y algunas especies de gusanos nemátodos que ingieren bacterias, pueden resistir concentraciones hasta de 100 mg/l de cloro por tiempo limitado.

Con frecuencia se aplica cloraminas en lugar de cloro libre si se desea mantener una concentración más elevada de cloro residual y por mayor espacio de tiempo en la red de distribución, o aún, cuando existen problemas de producción de sabor y olor debidos a la actividad química del cloro. Sin embargo, las cloraminas son casi 10 veces menos efectivas que el cloro puro y al hacer la determinación del cloro residual se debe tener cuidado de mencionar si se trata de una forma de cloro o de la otra.

4.4.1.2. Otros Desinfectantes.

Además del cloro se han empleado otros desinfectantes para combatir a ciertas bacterias. Así, para el control de las ferrobacterias, como la Crenothrix, se ha empleado el sulfato de cobre en dosis de 0.3 a 0.5 mg/l (16). Se ha experimentado con otras sustancias como sustitutos del cloro para destruir los virus y bacterias patógenas, sobre todo en el caso de ser éstos más resistentes que los coliformes a la cloración. El yodo ofrece algunas ventajas en la destrucción de los virus resistentes, aunque tiene el grave inconveniente de producir gusto y olor desagradables cuando está en concentraciones mayores que 10 mg/l. También, pueden ocurrir casos de sensibilidad alérgica al yodo. El control de algunos de esos virus se ha conseguido con concentraciones de 5 a 15 mg/l, a 25°C y con un tiempo de contacto de 6 a 2.25 minutos, respectivamente. Se recomienda el uso de esta sustancia en casos de tratamiento de emergencia de cantidades limitadas de agua (24) (25), así como para aguas contaminadas con quistes de Entamoeba histolítica, como se verá más adelante. Concentraciones de 0.3 a 1.0 mg/l de yodo son suficientes para el control de enterobacterias (26).

Se ha empleado con éxito, el ozono en el tratamiento de aguas, sobre todo de aquellas que no necesitan filtración. El ozono además de actuar como desinfectante es también eficiente en la reducción del color de las aguas, por oxidación, pudiendo obtenerse efluentes con menos de 10 unidades. Así, aguas que tenían 55 unidades de color después de un tratamiento con 4 mg/l de ozono bajaron a penas 10 unidades y con un costo relativamente bajo (27).

Nó habiendo problemas específicos (olor, etc.) las dosis empleadas en las aguas filtradas están en el orden de 0.2 a 0.7 mg/l.

La acción bactericida y viricida del permanganato de potasio es semejante a la del cloro, pero esta acción no prosigue después de la filtración, ya que los compuestos formados en el agua son retenidos casi totalmente en los filtros rápidos. Se debe a esto que un agua sometida a pretratamiento con permanganato (principalmente para remover el olor o el fierro y manganeso) necesite la aplicación posterior de cloro para mantener la esterilidad de la red de distribución.

4.4.2. Algas (1)

Siempre que la densidad de algas en una fuente pase de un cierto valor, sin que sea posible controlarlas por medio de medidas preventivas, se debe aplicar algicidas o recurrir a otros medios que las eliminen del agua. El número límite de algas por mililitro de agua varía mucho de acuerdo con la especie de alga considerada. Así, ciertos organismos como por ejemplo el *Dinobryon* que provoca un mal olor muy pronunciado, se debe combatir cuando está presente en números relativamente bajos, inferiores a 1,000 por ml; mientras que otros como el *Tetraedron*, etc., a veces pueden estar presentes en números superiores a 3,000 por ml. sin causar ningún problema en el tratamiento o perjudicar directamente la calidad del agua. En igual forma, esos números dependen mucho del tamaño de las células, siendo esa una de las causas por las cuales se procura referir su densidad en unidades patrón de área o de volumen, o por lo menos, anotar en la hoja de recuento, el tamaño promedio aproximado de las células o colonias contadas, a fin de que en la interpretación de los resultados se pueda tomar en consideración la masa de materia orgánica constituida por las algas. Además es necesario considerar el tipo de perjuicio que puede causar el microorganismo en cuestión. Se debe combatir las algas que se ha comprobado que son tóxicas aún cuando estén en números relativamente pequeños, con la finalidad de evitar que se acumulen en los filtros o en los reservorios de distribución pudiendo llegar a concentraciones tóxicas o entrar en descomposición dando origen a productos tóxicos. De un modo general, es un criterio razonable procurar controlar cualquier desarrollo superior a 100-200 organismos por mililitro de agua cuando se trata de organismos de tamaño relativamente grande (de alrededor de 50 micras de diámetro o de largo) y de 2,000 - 3,000 organismos por mililitro, en el caso de organismos de dimensiones pequeñas (de más o menos 10 micras de diámetro o de largo). Aún cuando se trate de aquellas especies que no causan ningún inconveniente específico, porque en concentraciones superiores a esas son perjudiciales por constituir una masa de materia orgánica en suspensión. En el caso de organismos que producen gusto y olor se deben realizar pruebas de sa-

bor y olor límites para determinar la concentración máxima permisible para cada especie en el agua. Los métodos normales de la Organización Mundial de la Salud recomiendan, como límite, 300 unidades patrón de área, por ml (UPA) (28).

El control de los organismos por medio de algicidas se debe hacer antes que la especie considerada alcance números elevados, ya que su destrucción en masa puede resultar en la acumulación de materia orgánica en descomposición, produciendo varios inconvenientes tales como la formación de sabor y olor desagradables, el desprendimiento de sustancias tóxicas, el establecimiento de una demanda bioquímica de oxígeno elevada, la formación excesiva de lodo en los decantadores de las plantas de tratamiento, la formación de ambiente anaerobio, etc. Por medio de un control semanal del número de organismos existentes en una fuente es posible verificar, en muchos casos cuándo la curva de crecimiento entra en la fase de progresión logarítmica, momento en que se deberá iniciar la aplicación de algicidas.

Los algicidas se deben dosificar cuidadosamente, a fin de que no ocurran fenómenos de selección en virtud de la aplicación de dosis insuficientes (15) (17) (29). La destrucción de las especies más sensibles puede dejar el ambiente libre para el desarrollo de las especies más resistentes que toman su lugar, trayendo a veces inconvenientes más serios de los que podrían ocurrir con la flora normal bien equilibrada biológicamente, en que las diferentes especies se controlan mutuamente. También pueden ocurrir selecciones de ese tipo con el empleo de algicidas orgánicos los cuales, por su propia composición química, son selectivos, actuando algunos de ellos solamente sobre las algas azules.

Una sustancia para ser utilizada como algicida en las aguas de abastecimiento, además de ser eficiente en la destrucción de algas, debe obedecer a varios requisitos tales como (30) (31) : ser de fácil adquisición en el mercado y a bajo precio, que no tenga que emplearse en concentraciones muy elevadas para destruir a las algas porque convertiría el tratamiento en antieconómico; en las cantidades empleadas, no ser tóxica a los seres humanos, animales domésticos, peces, plantas cultivadas y otros organismos que se abastecen con el agua tratada.

Se ha comprobado que además de una parte de los algicidas que se pierde en la sedimentación, sobre todo cuando se trata de sales de cobre, otro gran porcentaje queda retenido en los aparatos de filtración en particular en los filtros de tierra de diatomeas. Esto quiere decir que apenas una parte de los algicidas empleados en el tratamiento llega hasta la red de distribución y en ella misma, hay una reducción antes de que el agua llegue a los consumidores normales. Esto constituye una dificultad en el tratamiento de algas en las piscinas que utilizan recirculación del agua, siendo necesario una aplicación continua de nuevas cantidades de algicidas para cubrir el porcentaje perdido (32).

4.4.2.1. El Cloro como Algicida.

El cloro, aunque no sea tan usado como el sulfato de cobre, constituye un algicida eficaz para muchas algas y debe ser empleado sobre todo en el caso de aquellas especies que son resistentes al sulfato de cobre. La acción tóxica del cloro sobre las células de las algas parece que se produce de la misma manera que con las bacterias, siendo el ácido hipocloroso el compuesto activo que al penetrar a través de la membrana celular ejerce su acción sobre las proteínas o sobre las enzimas celulares. De esa manera altera las características físico-químicas de las algas, impidiendo la continuación de sus actividades vitales normales (20). Las variaciones que existen, de resistencia al cloro, entre las diferentes especies de algas y de otros grupos de microorganismos, se deben principalmente a las diferencias de permeabilidad de sus membranas celulares al ácido hipocloroso. En general, son más resistentes las especies que tienen membranas gruesas, o impregnadas de calcio, lignina, sílice o envueltas en secreciones mucilaginosas. Así, las diatomeas son mucho menos afectadas por la presencia de cloro que las otras algas, debido a la caja silicosa constituida por la frústula que encierra a cada una de las células. Mientras que un número de especies pueden ser destruidas completamente con dosis que varían de 0.3 a 0.5 mg/l (excepcionalmente 0.6 a 0.7 mg/l) de cloro, las diatomeas necesitan de 1.0 a 2.0 mg/l (33) para ser destruidas. Sin embargo, hay excepciones, como por ejemplo, el género Acnantes que siendo resistente a concentraciones tan elevadas como 1.0 mg/l de sulfato de cobre puede ser controlado con cloro en una concentración de 0.25 mg/l (34). Además de las diatomeas, son particularmente resistentes a la cloración las algas de los géneros: Chlorella, Cosmarium, Closterium, Gomphosphaeria y Elatokothrix (9).

Generalmente se emplea el cloro en aguas corrientes, canalizaciones abiertas o en lechos filtrantes (8). También se le emplea conjuntamente con el sulfato de cobre para evitar que se desarrollen en mayor número las especies que son resistentes a este algicida. Por ejemplo, se citan casos en que, en una fuente, al tratar de destruir algas diatomeas del género Synedra, con sulfato de cobre, resultó una superproducción de algas verdes del género Palmella que pudo ser controlada solamente con cloro. La aplicación de cloro (generalmente en forma líquida) al agua de un reservorio involucra varios problemas, entre ellos el de la profundidad en que debe aplicarse, a fin de que no sea absorbido totalmente antes de que llegue a la superficie. Otros factores que se deben tomar en cuenta son la estratificación del lago, los fenómenos de circulación del agua y sobre todo la demanda de cloro.

La restricción principal al uso del cloro como algicida está en la formación de compuestos odoríferos clorofenólicos, tal como se indicó en páginas anteriores. Para que esto no suceda es necesario aplicar dosis excesivas de cloro, de tal modo que se oxiden totalmente esos compuestos. Así por ejem-

plo, cuando hay presencia de algas flageladas del género Synura se ha comprobado que hay formación de un sabor desagradable en el agua cuando se aplican dosis de 1.4 mg/l de cloro, aunque la muerte de las algas pueda ser provocada por concentraciones mucho menores; ese gusto disminuye de intensidad cuando se aplica 1.8 mg/l y finalmente desaparece con una supercloración a 2 mg/l (29). El bióxido de cloro ha sido señalado recientemente y por muchas razones, entre las que se destaca la reducción de gusto y olor, como un algicida que promete, aunque de costo relativamente alto (31).

4.4.2.2. Sulfato de Cobre.

En general, se atribuye a los americanos Moore y Kellerman el descubrimiento, en 1904, del poder algicida del sulfato de cobre, aún cuando se le aplica en dosis muy pequeñas (8) (35). Aunque, parece que ya se habían realizado experimentos en ese sentido en Europa desde 1890 (36). Rápidamente esa sustancia fué adoptada como algicida por muchos operadores de plantas de tratamiento de agua, a pesar de que habían algunas objeciones relativas a los posibles efectos tóxicos que podría tener sobre el organismo humano. Sin embargo, según se pudo comprobar sería necesario una cantidad de 20 mg/l de cobre o un máximo de 100 mg por día en el agua, para que se produjesen intoxicaciones humanas. Por otro lado, de acuerdo a éste y otros autores una concentración igual a 5 mg/l convierte al agua en absolutamente impasable debido al gusto que le produce. Se ha observado también que varios alimentos de uso diario contienen concentraciones de cobre más elevadas que las empleadas en el tratamiento de aguas para el control de las algas. Así, el trigo tiene una concentración que puede variar de 190 a 800 mg por kilogramo, la avena de 40 a 200, las lentejas de 110 a 150, las alverjas de 13 a 110, etc., llegando en algunos alimentos hasta 2,000 mg por kilogramo, como es el caso de las ostras. Además gran parte del cobre aplicado se pierde, por precipitación, en los reservorios y canales, quedando poco en las aguas que llegan hasta los consumidores. Por otro lado, se sabe que el cobre en pequeñas cantidades es beneficioso al organismo humano, porque actúa como catalizador en la asimilación del fierro y su aprovechamiento en la síntesis de la hemoglobina, desempeñando pues un papel importante en la curación de las anemias. Finalmente, el exceso de cobre en el agua se puede percibir por la reacción que tiene con los jabones alcalinos, produciendo una coloración verde que mancha las ropas (8) (37).

Sin embargo, mucho más nocivos son los efectos que ese elemento produce sobre los peces. En general, se citan como muy sensibles al cobre los peces como: las truchas, las carpas, los bagres, los peces rojos de los acuarios ornamentales, etc. Para éstos la dosis letal es generalmente inferior a 0.5 mg/l, mientras que otros peces, como el "black-bass", son resistentes a dosis hasta de 2 mg/l o más de $\text{Cu SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (38). Sin embargo, no se puede esta-

blecer valores muy positivos y constantes para esos límites, ya que la intoxicación de los peces por el cobre depende de muchos factores, tales como la dureza de las aguas, el pH, la agitación, etc.) Por ejemplo, es significativo el hecho de que ciertos peces que en aguas dulces pueden morir intoxicados con 4 mg/l son resistentes a dosis de 30 mg/l cuando están en el agua de mar (39). Los experimentos han demostrado que la intoxicación de los peces por el cobre y otros metales pesados es un fenómeno de naturaleza coloidal, que consiste en la coagulación de la mucosa de las branquias causando la asfixia. En este fenómeno, la agitación del agua ejerce una influencia directa, sobre todo cuando es provocada por el burbujeo del aire que se hace en los acuarios, de tal manera que los peces mueren con dosis de cobre (o zinc, etc.) muy inferiores a las que normalmente causarían su muerte (40). Aunque gran parte del cobre se ha de precipitar antes de que el agua llegue hasta los consumidores, es aconsejable evitar el empleo de dosis superiores a 0.5 mg/l de $\text{Cu SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, a no ser de que se trate de aguas duras. Siempre se debe controlar el cobre residual (aproximadamente 4 veces menor que el del sulfato) en el efluente de las plantas de tratamiento.

Las algas mueren inclusive en presencia de partículas de cobre colocadas en el agua. En 1893, Nageli observó que filamentos de *Spirogyra* cuando estaban en presencia de ese metal se morían. Su muerte era precedida por modificaciones en la estructura del protoplasma celular, debidas posiblemente a su coagulación y dió al fenómeno la denominación de acción oligo-dinámica. Senderling demostró por medio de los rayos X que el metal se disuelve en el agua en cierto grado, concluyendo que el proceso era de naturaleza iónica. Nauman cree que se trata de un fenómeno de adsorción electrostática polar o de un enlace químico fuerte del metal con algún elemento protoplasmático (20) (35).

El sulfato de cobre se puede aplicar puro o mezclado con el cloro, o aún con el cloro y el amoníaco, con excelentes resultados (cuprocloración y cuprocloraminación). La cantidad de sulfato de cobre que se debe aplicar como algicida, varía en cada caso con la especie de alga que ha de ser combatida, así como con las características del agua en tratamiento. No se puede establecer una dosis fija para una fuente determinada o para un tipo de alga. Se deben tener en consideración factores tales como dureza, temperatura y pH del agua (31). Con respecto a diferentes géneros de algas, se sabe que hay variaciones muy grandes en su comportamiento. Los flagelados pigmentados del género *Synura*, o las algas azules del género *Microcystis* son mucho más sensibles que muchos otros flagelados y que ciertas diatomeas como el *Achnanthes* (34). En medios de cultivo se ha observado los siguientes grados de resistencia al sulfato de cobre (41):

Algas	mg/l	(en $\text{Cu SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)
<u>Algas Verdeazuladas.</u>		
<i>Calothrix</i>	hasta	8.0
<i>Cylindrospermum</i>	"	0.25
<i>Microcystis</i>	"	0.25
<i>Nostoc</i>	"	1.0
<i>Phormidium</i>	"	0.25
<i>Plectonema</i>	"	0.25
<i>Symploca</i>	"	2.0
<u>Algas Verdes.</u>		
<i>Ankistrodesmus</i>	"	0.5
<i>Chrorella</i>	"	0.5
<i>Chlorococcum</i>	"	2.0
<i>Coelastrum</i>	"	1.0
<i>Gloeocystis</i>	"	0.25
<i>Oocystis</i>	"	1.0
<i>Scenedesmus</i>	"	8.0
<i>Sphaerella</i>	"	0.5
<i>Stigeoclonium</i>	"	0.25
<u>Diatomeas</u>		
<i>Achnanthes</i>	"	1.0
<i>Gomphonema</i>	"	0.125
<i>Nitzschia</i>	"	1.0
<u>Cloroflagelados.</u>		
<i>Chlamydomonas</i>	"	1.0

Estos resultados no tienen mucho valor para los fines de aplicación práctica, solamente sirven para demostrar la sensibilidad relativa de las diferentes algas, a un agente tóxico. Es muy posible que las algas cuando están en un medio de cultivo adecuado, tienen una mayor resistencia a las sustancias tóxicas que en su medio ambiente natural donde se hallan sujetas a la competencia con otros organismos por las fuentes de alimentación y de luz (42). En su medio ambiente natural tienen aproximadamente el doble de sensibilidad. Además, en un medio de cultivo de pH y alcalinidad elevados, como es el caso de los medios empleados para algas, una parte del cobre se precipita en forma de compuestos insolubles, perdiendo su efecto tóxico (41).

Por otro lado, el fenómeno de la precipitación del cobre ocurre en las aguas de las fuentes de tratamiento, habiendo con frecuencia un mayor gasto de sulfato de cobre del que sería necesario si todo él permaneciese en solución. Por estas razones, la cantidad de ese algicida que se debe aplicar en cada fuente depende no sólo del género o de la especie de organismo a ser controlado, sino también de la cantidad de materia orgánica en suspensión y disuelta, de la temperatura, del tiempo de contacto, de la dureza, del pH, etc. Con respecto a estos dos últimos factores, se sabe que, en aguas ricas en carbonato de calcio el sulfato de cobre se combina con él, formando un precipitado de carbonato básico e hidrato de cobre, insolubles e ineficientes como algicidas. Por este motivo, a veces, se utilizan combinaciones de sulfato con citrato de cobre que, sin embargo, presentan el inconveniente de ser muy costosas (8) (31). Esto se hace mediante la mezcla mecánica del citrato con el sulfato para ser aplicados juntos.)

Entre tanto, se puede adoptar las siguientes reglas, cuando se ha de aplicar solamente sulfato de cobre en cantidad suficiente para obtener un residuo disuelto, además de la parte precipitada por los carbonatos. En aguas que tienen una alcalinidad al rojo de metilo por debajo de 50 mg/l, se aplica 0.3 mg/l (0.3 g. de sulfato por m3 de agua) cantidad que es suficiente para cubrir la demanda producida por los carbonatos; cuando la alcalinidad es superior a 50 mg/l es necesario una concentración de 2.0 mg/l de sulfato de cobre, pero solamente en relación con el agua de la superficie (hasta 30 cm de profundidad) lo que corresponde a aproximadamente 0.6 g. por metro cuadrado (36). También, es posible mediante un cálculo más complicado, determinar la demanda total de sulfato de cobre en cada caso. Así, si se determina en un cultivo la cantidad aproximada de sulfato de cobre para destruir el género de algas que se quiere controlar, se puede calcular la cantidad de algicida total que debe ser aplicada, en función del volumen de la fuente (o de la parte que contiene las algas). Esa dosis será aumentada o disminuida en un 25% por cada grado de temperatura por encima o por debajo de los 15°C (debido a las variaciones en la solubilidad del sulfato de cobre) y además aumentada en un 2% por cada 10 miligramos por litro de materia orgánica en suspensión o en solución en el agua (6).

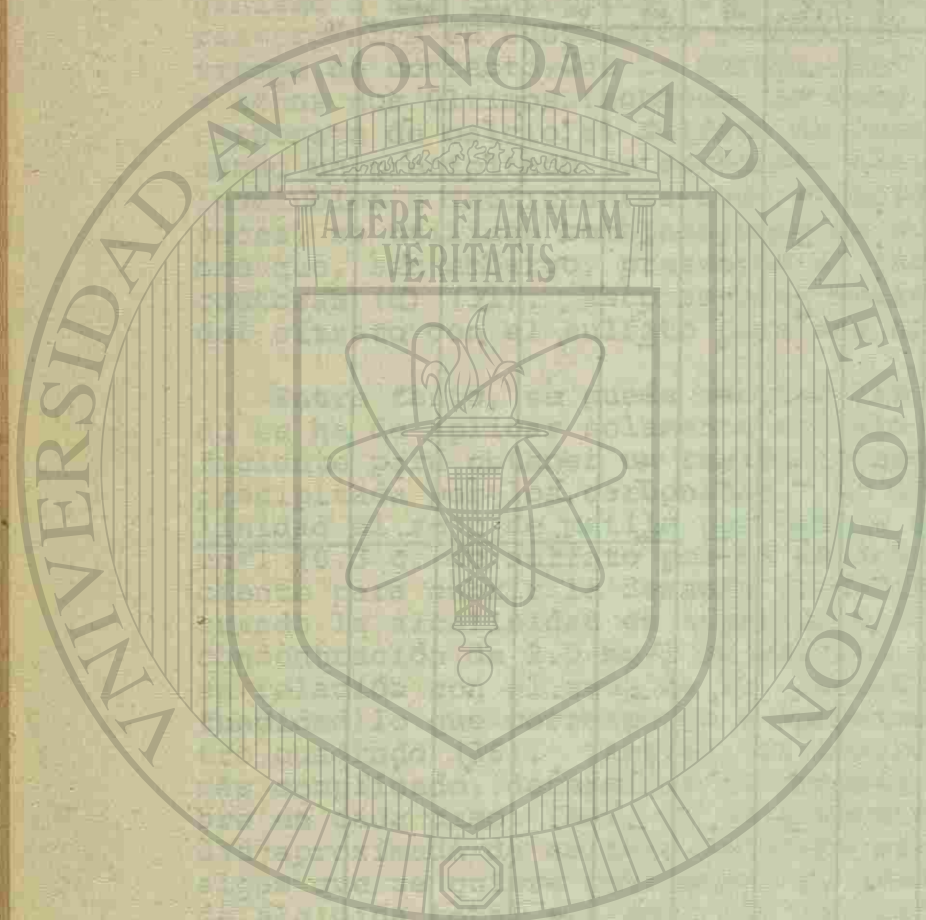
El sulfato de cobre se puede aplicar en forma líquida, en solución concentrada, o en forma de cristales empleando diversos métodos y diferentes equipos. Cuando se ha de aplicar en un reservorio de almacenamiento es muy importante que haya una distribución uniforme por todo el cuerpo de agua, evitando que se formen zonas de mayor concentración o precipitación de cristales de gran tamaño que lleguen al fondo sin haberse disuelto, lo que puede implicar una pérdida del material además de perjudicar a la población de peces de la misma fuente. Monie (43) llama la atención sobre el hecho de que de nada sirve conocer la época más apropiada y la cantidad exacta en que se debe aplicar el tóxico, si éste no se distribuye uniformemente en el cuerpo de agua. Así, por ejemplo, si se pretende obtener una concentración de 0.5 mg/l, se debe tener en cuenta al aplicar-

SENSIBILIDAD RELATIVA DE DIFERENTES GÉNEROS DE ALGAS A LOS VARIOS ALGICIDAS

- Compuestos:
- CuSO₄ - Sulfato de cobre
 - Cl - Cloro
 - 2,3 DMQ - 2,3 dicloronaftaquinona
 - DAC - Cloruro de dodecil acetamina
 - dimetil bencil anónis
 - EOD - Dimetil ditiocarbamato de zinc
 - CHU - 3 (p-glorofenil) - 1,1 dimetil urea
 - RADA - Rosinamina D acetato
 - RADS - Rosinamina U sulfato

- Notas:
- ** Muy sensibles - Tratamiento económico. No presenta peligro.
 - * Sensibles - Puede resultar económico, pero es perjudicial a los peces, a las plantas de cultivo y jardines.
 - Resistentes - El tratamiento no resulta económico, o puede provocar olores desagradables en el agua.
 - Muy resistentes - El tratamiento no da resultados.

GÉNEROS DE ALGAS	ALGICIDAS							
	I CuSO ₄	II Cl	III 2,3 DMQ	IV DAC	V EOD	VI CHU	VII RADA	VIII RADS
ALGAS VERDEAZULADAS								
- Amphithrix	++	+	++			++		
- Anabaena	++	+	++			+		
- Aphanizomenon						+		
- Arthrospira	--				--	+		
- Calothrix						+		
- Coccochloris (Gloeothoece)					+	+		
- Cylindrocapsa	++		++			+		
- Gloeocapsa						+		
- Gloeotrichia	++	+	++			+		
- Gomphosphaeria						+		
- Lyngbya	++	+	++	+	++	+	+	+
- Microcystis			+	+	--			
- Nostoc							+	+
- Oscillatoria				++				
- Phormidium	++		++					
- Pleocostema	++						+	
- Rivularia	++				--			
- Symploca	--							
ALGAS VERDES								
- Ankistrodesmus	--		--	--	--			
- Botrydium	+							
- Chara	--							
- Characium	+	--		+	--	--	+	
- Chlorella								
- Chlorococcum								
- Cladophora	++	--						
- Closterium	+		--	--	--	--	--	--
- Cocconyxia		+						
- Coelastrum		--						
- Cosmarium								
- Crucigenia								
- Desmidium		+						
- Dictyosphaerium	--							
- Draparnaldia	--							
- Elaktothrix								
- Enteromorpha					+	--		+
- Gloeocystis	+							
- Golenkinia								
- Hydrodictyon	++							
- Kirchneriella							+	+
- Mesotanium	+							
- Microspora	+							
- Nitella	--				+	--		
- Oocystis								
- Palmella	--							
- Pediastrum								
- Phycococcus (Protoococcus)		+						
- Pithophora								
- Rhizoclonium								
- Soenedesmus	--				+	--	++	+
- Sphaerella (Haematococcus)	++							
- Spirogyra								
- Staurostrum			--					
- Stigeoclonium								
- Stichococcus								
- Tetradron								
- Tetrastrum								
- Tribonema	++							
- Ulothrix	++							
- Lyngbya								
DIATOMEAS								
- Achnanthes		++						
- Asterionella	++							
- Cyclotella								
- Cymbella								
- Fragilaria	++							++
- Gomphonema	++							
- Melosira	++	--						
- Navicula	++							
- Nitzschia								
- Stephanodiscus	+							
- Synedra	+							
- Tabellaria	+							
CLOROFAGELADOS								
- Ceratium	+	+						
- Chlamydomonas								
- Dinobryon	++							
- Eudorina	--							
- Euglena	+							
- Glenodinium	+							
- Gonyaulax	++							
- Mallomonas	+							
- Pandorina	--							
- Peridinium	--							
- Synura	++							
- Uroglena								
- Uroglenopsis	++							
- Volvox	++							



superficialmente, el hecho de que las regiones más profundas deben recibir mayores cantidades de la sustancia que las más superficiales, a fin de que la distribución sea realmente uniforme. Para ello es indispensable conocer detalladamente la topografía de la fuente.

La solución o los cristales se pueden esparcir sobre la superficie según círculos concéntricos, siguiendo la forma de las márgenes, distantes unos de otros en 15 metros o en zig-zag, en líneas distantes de 10 á 30 metros, según sea el tamaño y la profundidad del reservorio. El sulfato de cobre, en forma de cristales, puede ser colocado en sacos de tejido permeable y con capacidad para 20 á 25 kilogramos. Estos, en número de 2 ó 4 pueden ser sumergidos en el agua a los costados de una lancha a motor, la que dando vueltas por la represa distribuirá a la sustancia por toda la superficie. Por este método, se consigue aplicar de 1,000 á 2,000 kilogramos de sulfato de cobre por día, dependiendo de la temperatura del agua (6) (33) (43) (44).

También se puede moler el sulfato de cobre y aplicar por medio de dispositivos especiales que constan de un triturador y de una bomba centrífuga de 3,000 á 3,500 RPM ó de una boquilla para rociar el polvo sobre la superficie del agua, a través de un tubo flexible. Todo el conjunto se instala en una lancha; este método se emplea especialmente en el caso de desarrollo de algas sensibles a dosis insuficientes de sulfato, en regiones próximas a la superficie del agua. Con este aparato se aplican de 4.5 á 5 toneladas de sulfato de cobre en 5 horas, lo que hace posible el tratamiento de grandes áreas en tiempo relativamente corto y con la ventaja de que el sulfato reducido a un polvo muy fino se disuelve con mucha rapidez en el agua. Una variante de este método consiste en la aplicación del polvo por medio de una alfombra giratoria. Tiene la gran ventaja de permitir al operador variar la cantidad de polvo que debe ser aplicada por unidad de tiempo. Esto se consigue graduando la abertura de un dispositivo regulador que puede rociar de 500 gr á 100 kg. por minuto (29) (45).

La aplicación del sulfato de cobre en solución se hace principalmente por medio de bombas instaladas en lanchas y conectadas con un depósito donde se prepara la solución. La bomba funcionando como bomba de succión, diluye en el mismo sistema la solución saturada proveniente del depósito, formando una solución de menor concentración que es esparcida sobre la superficie del lago (36). En algunos casos se hace también la aplicación continua del sulfato de cobre en solución, por medio de cajas de boyas reguladoras de nivel. Este último procedimiento se emplea sobre todo para combatir la vegetación que se desarrolla en las márgenes de los embalses, así como también de las algas en aguas corrientes, canaletas de conducción del agua a las plantas de tratamiento, etc.

4.4.2.3. Otros Algicidas.

Innumerables compuestos orgánicos e inorgánicos se han experimentado en el control de las algas, como sustitutos del cloro y del sulfato de cobre. Palmer y Maloney (46) estudiaron los efectos producidos por 76 compuestos, desde el punto de vista de su toxicidad, sobre varios géneros de algas que crecían en medios de cultivo. Entre esos compuestos se probaron: sales inorgánicas de plata, sodio y calcio; sales orgánicas de cobre, zinc, mercurio, etc.; ácidos orgánicos; alcoholes; aldehidos y cetonas; fenoles; hidrocarburos; compuestos cuaternarios de amoníaco; derivados aminados; rosinaminas y antibióticos. Se pueden extraer varias conclusiones interesantes de esos experimentos, sobre todo en lo que se refiere a la acción selectiva desarrollada por algunos de esos compuestos. Así por ejemplo, las algas del género Scenedesmus, que son resistentes a la mayoría de los algicidas, inclusive a los compuestos de cobre y del cloro, han demostrado ser particularmente sensibles a la acción del bromuro de lauril isoquinolina (que sin embargo no es muy activo sobre otras algas), así como al di-(p-clorofenil) metilcarbinol, al cloruro de metil dodecil benzol trimetil amoníaco y al acti-diona. Un estudio comparativo de varias sustancias de efecto tóxico comprobado sobre las algas y experimentadas por diferentes investigadores, permite sacar las siguientes conclusiones (31) (41):

4.4.2.3.1. Compuestos Cuaternarios del Amoníaco.

El cloruro de dodecil acetamido dimetil bencil amoníaco se demostró que es particularmente activo sobre algunas algas verdes, controlando el desarrollo de varios géneros de ellas cuando se le aplica en concentraciones menores que 0.5 mg/l. Entre las algas susceptibles, se mencionan especies del género Scenedesmus que son resistentes al sulfato de cobre aplicado en concentraciones mayores que 1/mg/l; Oocystis, Mesotaenium y Stigeoclonium que también son muy resistentes al sulfato de cobre; algunas algas verdeazuladas resistentes a otros compuestos también pudieron ser controladas por este compuesto, como por ejemplo, el Phormidium; flagelados pigmentados del género Chlamydomonas, resistentes a 1 y 2 mg/l de sulfato de cobre fueron controlados con 0.25 a 0.5 mg/l del compuesto orgánico. Lo mismo sucedió con algunas diatomeas: Achnanthes y Nitzschia. Por otro lado, algunas algas verdes de los géneros Chlorococcum, Ankistrodesmus y otras se mostraron resistentes a su acción tóxica. Además, este compuesto parece ser menos tóxico a los peces que los compuestos de cobre.

4.4.2.3.2. Rosinaminas.

La Rosinamina D acetato tiene poder algicida sobre un gran número de algas, destruyendo en dosis de 0.5 mg/l mucho mayor número de géneros que el sulfato de cobre a la misma concentración. La rosinamina D sulfato, al contrario de la anterior, es selectiva en su acción y ha demostrado ser muy efectiva sobre el Mesotaenium, Gloeocystis y algunos Chlamydomonas cuando se le aplica en concentraciones de 0.25 mg/l; también destruye va-

rias diatomeas como la Nitzschia, Gomphonema, y Achnanthes en concentraciones iguales o menores que ésta. Las rosinaminas no son más tóxicas a los peces que el sulfato de cobre, pero su eficiencia en el agua depende, como en el caso del sulfato de cobre, de factores tales como el pH, la dureza, etc.

4.4.2.3.3. Quinonas.

La más empleada es la de 2,3 dicloronaftoquinona (D N Q). Este es un compuesto de acción selectiva, particularmente tóxico a las algas verdeazuladas. Cuando se le emplea en dosis de 0.25 a 0.5 mg/l, es muy eficiente sobre algunos géneros de ese grupo, tales como la Anabaena, Microcystis, Aphanizomenon, Gloeotrichia, Nostoc y Plectonema y sin embargo es ineficaz aún en concentraciones elevadas, para el control de otras algas azules o de otros grupos. Por esta razón se le usa de preferencia en casos de floración y se le aplica en forma de suspensión que es esparcida sobre la superficie de la fuente en cantidad suficiente como para producir una concentración de 30 a 55 mg/l que es necesario, en la mayor parte de los casos, para controlar floraciones masivas producidas por las algas de los cuatro primeros géneros mencionados anteriormente. Esta concentración no causa la destrucción de peces y otros animales, así como tampoco de plantas acuáticas y de otros grupos de algas (47). Sin embargo, se debe estar prevenido contra una eventual proliferación de las algas verdes y de otros organismos que puede suceder después de una destrucción masiva de las algas verdeazuladas.

4.4.2.3.4. Compuestos de Urea.

Se ha empleado con frecuencia el 3 (p-cloro fenil) -1, 1-dimetil urea (C M U) y se ha demostrado que es eficiente para la mayor parte de las algas cuando se le aplica en concentraciones de 2 mg/l; destruye a la mayoría de las algas verdeazuladas cuando se le aplica en dosis de 0.5 a 1 mg/l. Sin embargo, este compuesto es tóxico a la mayor parte de las plantas superiores, ofreciendo el peligro de la esterilización de los suelos. Por otro lado, es mucho menos tóxico a los peces y a otros animales acuáticos que la mayoría de los otros algicidas (48) (49).

4.4.2.3.5. Compuestos de Zinc.

El dimetil-ditiocarbamato de zinc (Z D D) es eficiente en el control de gran número de algas, aún cuando se le emplea en cantidades infinitamente pequeñas. Así, dosis inferiores a 0.004 mg/l son eficientes en la destrucción de Microcystis. También se pueden controlar otras algas azules como Cylindropermum y Plectonema y diatomeas de los géneros Achnanthes, Gomphonema y Nitzschia con dosis inferiores a 0.032 mg/l. Sin embargo, una limitación importante al uso de esta sustancia como algicida, a no ser de que sea en casos especiales, está su elevado grado de toxicidad a los peces, matándolos aún cuando está en concentraciones de 0.01 mg/l (30) o más bajas (31).

4.4.2.3.6. Permanganato de Potasio.

Experimentos de laboratorio (50) han demostrado que algunos géneros de algas, tales como Microcystis, Anabaena, Gloetrichia, Oscillatoria ó Hydrodictyon mueren en presencia de 1 a 5 mg/l de permanganato de potasio, en un tiempo de contacto de 12 horas. Algunas son muy resistentes, como por ejemplo, el Dictyosphaerium pulchellum y que es sensible solamente a dosis de 8.0 a 12.0 mg/l. Algunas "diatomeas problema", que generalmente son resistentes a 8.0 mg/l de sulfato de cobre, son fácilmente destruidas con una concentración de 1 mg/l de permanganato de potasio en 12 horas.

4.4.2.3.7. Sales Cuaternarias de Bupiridilo.

Algunos compuestos basados en el ión bupiridilo, que recientemente han sido introducidos como herbicidas en la agricultura, tales como el diquat (dibromo de 1, 1' etileno 2, 2' bupiridilo) y el paraquat (dicloruro de 1, 1' dimetil 4, 4' bupiridilo) parecen estar dotados de gran poder algicida y, tienen la gran ventaja de ser casi instantáneamente inactivados en el suelo (y posiblemente en el agua) por la acción bacteriana. Su acción destructiva sobre los tejidos clorofilados es muy grande permitiendo el empleo de dosis relativamente pequeñas (51).

4.4.2.3.8. Antibióticos.

Se ha demostrado la acción algicida de los antibióticos como la estreptomina, neomicina, terramicina y algunos otros en el control de las algas azules, mientras que la actidiona actúa selectivamente sobre ciertas algas verdes y diatomeas. Concentraciones de sólo 0.015 microgramos por ml. de estreptomina son suficientes para controlar algunas algas verdeazuladas sin ejercer ningún efecto sobre las verdes. Palmer (31) cree que la producción natural de antibióticos por ciertos estreptomicetos acuáticos constituye la causa de la ausencia de proliferación de algas azules en algunas fuentes. Se recuerda también la posibilidad de la utilización futura de la Clorelina y de otros antibióticos producidos por las algas, como algicidas por su gran capacidad de inhibir su propio desarrollo.

4.4.2.4. Peces Microfagos.

En los reservorios, gran número de algas son eliminados por los peces que se alimentan de ellas. Existen algunos peces oriundos de Sudamérica, que pueden ser considerados microfagos. Además de éstos, algunos peces introducidos de otros continentes, como las carpas y las tilapias se alimentan de la vegetación del fondo, inclusive de las algas, sobre todo cuando están jóvenes. En el Congo Belga existen especies de tilapias que se alimentan exclusivamente de organismos microscópicos, como por ejemplo la Tilapia macrochir y la T. nilotica las que todavía no han sido introducidas en Sudamérica (52). La cría de esos peces en reservorios de pequeñas dimensiones, podría tal vez constituir un medio de control de los microorganismos, pero en fuentes de grandes

dimensiones no llega a ser significativa la destrucción de algas. Solamente se las utiliza para el control de la vegetación superior.

4.4.2.5 Filtración y Microfiltración.

Aproximadamente el 90% y a veces más, de las algas del agua bruta que entra a una planta de tratamiento puede ser eliminada en la sedimentación después de la floculación. Se puede aumentar la eficiencia de la coagulación agregando sílice activado (9). La filtración, después de la sedimentación, elimina todavía cerca del 90% de las algas restantes, obteniéndose así con el tratamiento corriente del agua, una eficiencia final del 99% o más. La eficiencia de la filtración puede variar mucho de acuerdo a diferentes factores, entre los que están: el tamaño de las algas, su capacidad de floculación, el tamaño de los granos de arena, etc. (53).

Un método especial de filtración, aplicado en forma particular para la remoción de microorganismos, es el constituido por los microfiltros o microtamís. Surgieron en Inglaterra después de la última guerra mundial, e inicialmente fueron destinados a la eliminación de sólidos suspendidos sin la necesidad de una previa coagulación. El microfiltro consta de un cilindro giratorio revestido de una tela fina de acero inoxidable con mallas de 65, 35 ó 23 micras de abertura. Un aparato de tamaño patrón, con 3.30 m de diámetro tiene aproximadamente 7 trillones de mallas sobre su superficie. En general, esos cilindros se construyen con aproximadamente 0.72; 1.65; 2.45 y 3.30 m de diámetro y 0.65; 1.0; 1.65 y 3.30 de largo respectivamente (54). Una de las extremidades del cilindro está abierta y da entrada al agua que se filtra a través de los orificios de la tela metálica. En la parte alta del aparato están situadas varias boquillas que emiten chorros de agua sobre la tela, de fuera para adentro, de manera que mantienen los orificios desembarazados. Por la parte interna del cilindro, también en su parte superior, tiene un recipiente que recoge esa agua de lavado y la conduce a un tubo de desagüe. El cilindro gira con una velocidad promedio de 1.5 RPM, sumergido en el agua hasta más o menos las tres quintas partes de su diámetro. La tela retiene todas las partículas de diámetro superior al de sus mallas y además se forma una capa fina de agua y material coloidal o de partículas sólidas que constituyen una película semejante al "Schmutzdecke" de los filtros de arena, pero mucho más fina y de la cual depende la eficiencia del aparato. Esa película se destruye con los chorros de agua, pero se forma inmediatamente cuando la tela limpia se sumerge nuevamente dentro del agua. Estos aparatos tienen una capacidad individual que varía desde algunas centenas de millares hasta cerca de 500 millones de litros por día con un consumo del 2 al 10% de agua para los chorros de lavado. La reducción del número de algas en algunos casos y para el plancton en general es del orden del 85%, pudiendo llegar a ser del 100% para ciertos géneros de algas en determinadas circunstancias (27) (34) (55).

4.4.3. Protozoarios.

El control de los protozoarios en las aguas de abastecimiento inclusive de los patógenos, se realiza principalmente a través de la sedimentación que se verifica naturalmente en la fuente represada, de la coagulación y sedimentación en los decantadores de la planta de tratamiento y de la filtración. Así se observó en una encuesta realizada en varias ciudades de Estados Unidos (56) que entre las aguas tratadas, de diferentes procedencias, más del 50% de las que procedían de ríos contenían quistes de amebas de vida libre a pesar de haber sido sedimentadas, filtradas y cloradas; mientras que las aguas de las ciudades que se abastecían de lagos o embalses (en número de siete) no fué posible encontrar ningún caso positivo.

Algunos de esos organismos se pueden controlar con sulfato de cobre (como los ciliados del género *Stentor*, por ejemplo) mientras que otros, inclusive los parásitos humanos, son sumamente resistentes a los desinfectantes, como es el caso de la *Entamoeba histolytica*, que causa la amebiasis y que es resistente hasta a una concentración de 100 mg/l de cloro y a cerca de 15 mg/l de yodo, en condiciones favorables de temperatura y otros factores (24) (33).

Los trabajos fundamentales sobre la desinfección de las aguas por medio del yodo son de Chang y Morris (57); Chang (24); Black y colaboradores (58); Black (59). De esos trabajos se han extraído los siguientes elementos como más significativos: la forma activa de *E. histolytica* es sensible a concentraciones hasta inferiores de 0.1 mg/l de yodo en un tiempo de contacto de 5 minutos; sin embargo, los quistes, que constituyen la forma transmisible más importante, a través de la materia fecal, son muy resistentes, en forma análoga a las esporas de las bacterias. De acuerdo a las investigaciones realizadas por Chang (57) la destrucción de los quistes por el yodo está en función del tiempo, de la concentración de yodo y de la temperatura del agua. Existen gráficos que permiten, en cada caso, verificar la concentración de yodo necesaria y mediante ellos se puede saber que cuando se dispone de un tiempo de contacto de 60 minutos, las concentraciones de yodo necesarias son de 0.8 mg/l cuando la temperatura es de 23°C; de 1.3 mg/l a 10°C; y de 1.6 mg/l a 3°C. Pero, cuando el tiempo de contacto con el yodo se reduce a 10 minutos, las concentraciones deben ser respectivamente mucho más elevadas: 3.5 mg/l a 23°C; 6.0 mg/l a 10°C y 8.0 mg/l a 3°C. Es deseable, según el mismo autor por varias razones, que el tiempo de contacto sea de 10 minutos, empleándose 5 mg/l de yodo en promedio, en aguas limpias y no muy frías. Para cubrir las demandas de yodo eventuales que generalmente ocurren en aguas con color superior a las 50 unidades, en los casos de desinfecciones de emergencia (cuando no se dispone de elementos para calcular esa demanda y tomar en cuenta el factor temperatura) se aconseja emplear 8.0 mg/l. La mayor eficiencia se obtiene con pH entre 3.8.

A esas concentraciones y con un tiempo de contacto de 10 minutos (20 minutos cuando la temperatura del agua está cerca de los 0°C), el yodo es efectivo para la destrucción de cualquier organismo patógeno del agua, incluyendo además de los quistes de *E. histolytica*: enterobacterias, cercarias, leptopira y virus. En los trabajos llevados a cabo por Black y colaboradores (58) (59) se comprobó que cuando la concentración de yodo llega a 1.0 mg/l, se comienza a percibir una pequeña coloración, así como sabor y olor en el agua; el yodo no se combina con el amoníaco ni con los fenoles para formar compuestos de olores más ofensivos. No hay dificultad para la dosificación, con una precisión hasta de 0.05 mg/l. El efecto residual es muy superior al de cualquier otro desinfectante que se emplea en aguas de abastecimiento.

El exceso de yodo en el agua potable puede causar desórdenes tiroideos (hipertiroidismo) y el agua no debe llegar al consumidor con más de 5 mg/l del elemento activo. Así es como, cuando el tratamiento se efectúa con dosis mayores, el exceso debe ser retirado, de tal manera que se mantenga un residuo inferior a 1.0 mg/l (según Black y cols, sería ideal una concentración de 0.3 mg/l para mantener un potencial desinfectante en toda la red de distribución). Además hay un gran margen de seguridad, ya que concentraciones de 1 mg/l comienzan a provocar la formación de color y sabor. Finalmente, se debe tomar en cuenta la posibilidad de la sensibilidad alérgica al yodo de algunos elementos de la población.

4.4.4. Control de Gusanos, Larvas de Insectos, Crustáceos, Moluscos, etc.

Algunos de estos organismos son particularmente resistentes al sulfato de cobre, como los crustáceos del género *Daphnia* y las larvas de insectos (5); y al cloro, como las larvas de los insectos quironómidos que resisten a concentraciones de 15 a 50 mg/l de cloro (33) y los gusanos nemátodos. Estos últimos, sobre todo, resisten a veces concentraciones iniciales de 100 mg/l de cloro, sobreviviendo de 5 a 10 minutos (25). Con frecuencia se les encuentra en reservorios de distribución donde se reproducen a partir de los huevos que atraviesan el sistema de tratamiento, especialmente cuando el agua procede de fuentes no represadas (56). Estos organismos también se encuentran en las capas inferiores de los filtros, aún en las aguas que recibieron una precloración (17). Los gusanos del género *Schistosoma*, parásitos de especial importancia en el Brasil, no son totalmente eliminados con un tratamiento que comprende coagulación, sedimentación y filtración en arena. Los miracidios se pueden controlar con la cloramina, en concentraciones de 0.45 mg/l y la cloración en general da buenos resultados cuando se efectúa en aguas de lagunas o piscinas, pero no en aguas corrientes. Las cercarias se eliminan con una concentración de cloro residual que no sea inferior a 0.5 mg/l durante 20 minutos, según algunos autores; mientras que otros afirman que se puede obtener el mismo resultado con solo 0.2 mg/l durante 30 minutos (60). Sin embargo, la forma más corriente de combatir la propagación de esos parásitos

consiste en destruir los moluscos que les sirven de huéspedes intermediarios. Estos se pueden combatir con sulfato de cobre, en cantidades variables y generalmente superiores a 0.5 mg/l, dependiendo de la alcalinidad y otros factores del agua, como ya se vió anteriormente. Los moluscos transmisores de la billarziasis, como son algunos planorbídeos, y varios otros de los géneros *Physa*, *Melania*, *Goniobasis*, *Helisoma*, etc., pueden causar por sí mismos, problemas en los abastecimientos de agua. Se puede evitar la introducción de esos organismos en la planta de tratamiento o en la red de distribución tomando el agua en las regiones más centrales y profundas de la fuente en vez de tomarla junto a las márgenes y especialmente cerca de la vegetación de la cual se alimentan. Además, el aumento de la velocidad del agua en los canales y otros conductos puede impedir el desarrollo de esos animales. La eliminación de los moluscos con cloro, sulfato de cobre o pentaclorofenato de sodio (este último no se puede usar en aguas de abastecimiento) que son los moluscocidas más empleados, pueden causar serios problemas de gusto y olor en las aguas potables (61). Los moluscos lamelibranquios del género *Corbicula*, provenientes de Asia y que hoy han invadido grandes áreas del territorio norteamericano, causando problemas serios como los de invadir y obstruir las tuberías de agua potable y la de mezclarse en un porcentaje elevado con el cascajo recogido del lecho de los ríos para la preparación del concreto, pueden ser controlados por medio de una precloración continua, manteniendo una concentración de 0.5 mg/l de cloro residual, que de acuerdo con los experimentos de laboratorio es suficiente para destruir sus larvas. Con respecto a la *Dreissena polymorpha*, muy semejante al género anterior, que causa problemas de obstrucción de tuberías en Europa, se sabe desde 1886 que son controlados eficientemente con la aplicación de 1.0 a 1.5 mg/l de cloro en los canales que conducen el agua a los tanques de sedimentación (sistema de tratamiento utilizado en Inglaterra) y de 0.5 mg / l en los canales que conducen el agua de estos tanques a los filtros. Esto se hace durante algunos meses (Mayo a Setiembre), que es suficiente para mantener todo el sistema de tratamiento libre de la presencia de esos moluscos por todo el año (62). Algunos otros organismos que pueden aparecer, como por ejemplo los briozoarios se pueden eliminar, en general, con la cloración (17).

4.4.4.1. Empleo de Insecticidas y sus Restricciones.

Las larvas de insectos, inclusive de aquellos que son transmisores de parásitos que causan la malaria, fiebre amarilla, etc. y también los crustáceos se eliminan en general por medio de insecticidas orgánicos, tales como el DDT, los ésteres fosforados y otros. Los más empleados como larvicidas son el DDT, en concentraciones del 2 al 10 mg/l y el BHC que se aplica en solución aceitosa o suspensión conteniendo 4% del isómero gama. Los insectos simúlideos se eliminan cuando están en la forma larvaria, aplicándoles una suspensión de DDT (63). Sin embargo, el control de las larvas de los insectos no constituye un problema de los más

sencillos. Cuando se desarrollan en abundancia crean dificultades en los sistemas de abastecimiento de aguas o aún a los mismos habitantes de las áreas lacustres debido a los verdaderos "enjambres" de mosquitos, que aunque no piquen, pueden resultar incómodos. Según Ordman (1946) y Lewis (1956) en el libro de Edwards y cols. (64) se han asociado condiciones alérgicas con la emergencia de formas adultas, en algunas áreas. En el caso de reservorios de aguas tratadas, generalmente es suficiente que éstos estén limpios, libres de debris orgánico e inaccesibles a la luz, a fin de que no se desarrollen algas. De esa manera, las larvas no encontrarán alimento para desarrollarse. El apareamiento de larvas en los lechos filtrantes o sedimentadores de las plantas de tratamiento de agua es, a veces, facilitado por la presencia de iluminación artificial de noche que atrae a los adultos alados que depositan sus huevos. En una planta de tratamiento de agua, cerca del municipio de Sao Paulo, Brasil, se obtuvo el control satisfactorio por la simple supresión, durante la mayor parte del tiempo, de los reflectores que iluminaban los sedimentadores y filtros en la noche.

Los científicos ingleses se han dedicado especialmente a la investigación en este sector. Sus trabajos incluyen: ensayos del control de las formas adultas mediante la pulverización de varios tipos de insecticidas; empleo de aceites sobre la superficie de las aguas para impedir la emergencia de las larvas; aplicación de insecticidas al agua, para controlar las mismas larvas y el uso de peces larvófagos (*Gambusia affinis*).

Varios trabajos de esos investigadores se han publicado, entre los que se destacan los de R.W. Edwards y colaboradores (64); E.W. Taylor (65) y S.L. Warnick y cols. (66).

Según los informes de la Metropolitan Water Board, las medidas que disponen el control de las formas adultas mediante insecticidas de contacto que permanecen como residuos sobre la vegetación de las márgenes de los reservorios, aunque reduzcan en gran parte las molestias causadas por dichas formas adultas, apenas constituyen una medida temporal, y además ofrecen el riesgo de la contaminación de las aguas. Las medidas más radicales deben estar dirigidas a las larvas en el agua. Sin embargo, el control que se hace directamente en el agua está sujeto a una serie de restricciones, desde el punto de vista sanitario. En muchos países, el uso indiscriminado de una gran variedad de larvicidas y desinfectantes ha causado una gran mortalidad de peces y aves; esto llevó, por ejemplo, a Inglaterra a prohibir productos que contuviesen diel-drin y aldrin, que son dos insecticidas órgano-clorados muy persistentes. Es posible que con el tiempo también se hagan restricciones al uso del DDT. Algunos autores han señalado el hecho de que los hidrocarburos clorados por estar dotados de gran estabilidad química, poca solubilidad en el agua, baja toxicidad para los mamíferos y ser rápidamente absorbidas por los lodos, deben ser particularmente eficientes en el control de las larvas. No obstante Hunt y Bischoff (1960), Scumber y Friddle (1946), Warnick y cols. (66) han demostrado que

esos compuestos se acumulan en cadenas alimentarias, es decir son absorbidos y concentrados por las algas, las que a su vez son ingeridas por animales microscópicos y larvas, en los cuales producen aún mayores acumulaciones; las larvas al servir de alimento a los peces van a llevarles concentraciones elevadísimas de la sustancia tóxica provocándoles la muerte a ellos mismos o a las aves que se alimentan con ellos, y así mismo causar enfermedades a los seres humanos.

Rachel Carson (67) menciona un caso ocurrido en un lago de California, al que se le aplicó TDE, anteriormente denominado DDD (technical 1,1 dichloro 2,2 d-4 chlorophenyl-ethane) de composición semejante al DDT, pero menos tóxico a los peces. La proporción utilizada para el control de las larvas de los mosquitos (*Chaoborinae*) fué de 1 parte de insecticida para 50 millones de partes iguales de agua. Meses después se observó casos frecuentes de muertes de aves somorgujos en esa área y se procedió a investigar la sustancia tóxica del agua, comprobándose que aunque ya no existían siquiera trazas de la sustancia en solución, las algas microscópicas del lago contenían en sus células concentraciones de 5 mg/l; los peces herbívoros de 40 a 300 mg/l; y los somorgujos muertos contenían una concentración de TDE de 1,600 mg/l, en sus tejidos adiposos. Además, se observó en un ejemplar de pez procedente del lago la concentración extraordinaria de 2,500 mg/l. Dos años después se hicieron nuevas investigaciones que revelaron que a pesar de que no se había efectuado ninguna otra aplicación con ese insecticida, las algas, los peces y los anfibios del lago, todavía tenían reservas de esa sustancia en concentraciones que variaban de 5.3 a 2,000 mg/l. En ese mismo período se redujo la población de somorgujos en esa área, de más de 1,000 parejas a cerca de 30. Por otro lado, se sabe que el TDE tiene acción destructiva sobre la corteza suprarrenal y al respecto, R. Carson se pregunta: ¿Qué sucederá con los seres humanos, adultos y niños que comen peces de ese lago?

Experimentos realizados en Inglaterra con el TDE y el DDT por Edwards y cols. (64) les ha permitido deducir que aun que la aplicación de hidrocarburos clorados pueda ser efectuada de tal manera que reduzca mucho los efectos inmediatos sobre determinados grupos de animales, hay un efecto crónico debido a su estabilidad que permite su acumulación y concentración en cadenas alimentarias y poco se podrá hacer para solucionar este problema. Como se puede comprender no se trata sólo del problema inespecífico de la destrucción de los organismos acuáticos, sino también, de otro aspecto mucho más grave que es la de su acumulación en el interior de esos organismos, sobre todo en los tejidos adiposos de los peces, donde el insecticida llega a alcanzar concentraciones de millares de veces superiores a las aplicadas y que de esa forma puede convertirse en sumamente nocivo. A propósito, Warnick y cols. (66) mencionan que, actualmente, hasta las focas y los pingüinos de la Antártida tienen DDT en sus tejidos adiposos debido al empleo intensivo e incontrolado que se hace de ese insecticida en todo el mundo y Carson afirma que en

ciertas áreas, no hay prácticamente ningún alimento, inclusive los huevos, que no tengan un cierto porcentaje de ese insecticida.

En vista de esos hechos, Lewis (1964) afirma que el insecticida será aquel que habiendo ejercido su acción específica, sea rápidamente degenerado en sustancias químicas totalmente inocuas.

Siguiendo esta línea de raciocinio, se han hecho últimamente investigaciones sobre la posibilidad de la utilización de compuestos organofosforados porque son rápidamente hidrolizados en el agua (Hazeltine, 1962; Warnick y cols., 1966) (66). Y en Inglaterra se ha experimentado con las piretrinas cuya descomposición en el agua es también mucho más rápida que la de los organo-clorados. Tanto en el primer caso como en el segundo, el empleo de sustancias poco estables convierte el tratamiento en oneroso, ya que en virtud de su rápida destrucción, es necesario hacer aplicaciones mucho más frecuentes para mantener el residuo necesario para el control de las larvas. Los experimentos realizados por Warnick y cols. (66) confirman que las concentraciones de TDE y DDT aplicadas al agua se concentran como 1000 veces en las células de los organismos vegetales y como 2000 veces en los animales acuáticos. Cuando se aplican los fosfatos orgánicos, también ellos son acumulados por los organismos acuáticos, pudiendo alcanzar concentraciones de 2 mg/l en la flora y de 18 mg/l en la fauna (la concentración máxima aplicada al agua fué de 0.07 mg/l!) pero desaparecen completamente en 10 a 14 días, mientras que los hidrocarburos clorados permanecieron presentes, en concentraciones constantes, durante todo el año que duró el experimento. En conclusión, los autores han determinado que aunque los compuestos fosforados afecten de manera indeseable la vida de otros insectos, tales como los de los órdenes Odonata, Coleoptera, Efimeroptera, y algunos Corixidae (los Corixidae en general y los crustáceos son los más resistentes) se ha comprobado que los efectos directos de esos insecticidas sobre la fauna acuática se pueden reducir mediante el control cuidadoso de las concentraciones empleadas. La concentración mínima necesaria para el control de las larvas es de 0.003 mg/l. Sin embargo, se debe tener en mente el hecho de que tales compuestos son sumamente tóxicos para el hombre, siendo indispensable además de un control perfecto de su dosificación, cuidados especiales en su manipulación y aplicación. No se podrá utilizar para abastecimiento el agua tratada, sin tener antes la seguridad de la desaparición completa del compuesto en el agua o en los organismos acuáticos, es decir, antes de un plazo de 15 días aproximadamente.

Las piretrinas tienden a estimular a las formas adultas o larvales (aún a los huevos) a una mayor actividad, lo que produce la muerte en pocos minutos. Su toxicidad y persistencia pueden aumentar por la asociación sinérgica de sustancias como el butóxido de piperonil. Se pueden aplicar bajo la forma de "humo" o de aerosoles para el control eficiente de las formas adultas en las proximidades de los reservorios, y su

eficiencia dependerá de la dirección y velocidad de los vientos.

Las Piretrinas se pueden emplear en aguas de reservorios en concentraciones de 0.002 a 0.2 mg/l. Sin embargo, antes de realizar la aplicación se deben hacer experimentos en acuarios que contengan ejemplares jóvenes (menos de 6 meses de edad) de los peces que contiene el agua a ser tratada, así como moluscos y animales que sirven normalmente de alimento a esos peces.

Se han hecho varias tentativas en el sentido de utilizar, para el control de las larvas, a sus enemigos naturales, animales voraces, tales como peces larvófagos, larvas de anfibios y aún de invertebrados como larvas de escarabajos ditiscídeos, las larvas de mosquitos Chaoborinae y algunos gusanos como los planarios. La introducción de peces larvófagos puede, en ciertas circunstancias dar algún resultado positivo (68). Los principales animales voraces de ese tipo son los pequeños Ciprínodontidae, entre los cuales se encuentran los géneros *Gambusia*, en el hemisferio norte, Australia, y África y el *Lebistes* y otros en América Central y del Sur. Este tipo de control tendrá éxito (mereciendo en este caso toda la preferencia) en reservorios pequeños y bien delimitados donde no existan plantas acuáticas o escondrijos para refugio de las larvas.

4.4.5. Vegetación Acuática Superior.

La vegetación acuática superior se puede controlar por procedimientos físicos o químicos. En general los procedimientos físicos consisten en sacar de raíz las plantas, ya sea manualmente o por medio de tractor. Actualmente existen máquinas destinadas a cortar y remover plantas acuáticas, tales como totoras y otras, y que presentan la ventaja de no dejar que las plantas muertas entren en descomposición en el agua donde reducirían la cantidad de oxígeno (y en consecuencia la muerte de los peces, etc.) y provocarían gusto y olor. Entre los procedimientos físicos no mecánicos para la destrucción de esa vegetación están: la quema (cuando se trata de vegetación emergente) que no es muy recomendable porque fertiliza el agua con sales minerales que resultan de la oxidación rápida de la materia orgánica y porque da origen a la formación de gusto y olor provenientes de la quema incompleta de los tallos próximos al agua; o la aplicación de sustancias pigmentadas que impiden la penetración de la luz, como por ejemplo de la nigrosina, y aún en algunos casos (cuando no se va a emplear el agua para abastecimiento) la aplicación de fertilizantes, que dan origen a la floración de algas que en igual forma impiden la penetración de la luz. Naturalmente estos métodos se emplean en el control de la vegetación subacuática.

El control químico de la vegetación acuática superior se puede realizar en algunos casos, particularmente si se trata del género *Potamogeton*, mediante la aplicación de sulfato de

cobre. El uso de la creosota o de un aceite combustible no es aconsejable porque da origen a la formación de compuestos de olores fuertes después de la cloración del agua (33). Se han empleado varios compuestos orgánicos sin haberse obtenido resultados prácticos; entre ellos hidrocarburos, hormonas vegetales (como los usados como herbicidas terrestres), compuestos de amoníaco, etc. Actualmente el más usado, a pesar de que tiene varios inconvenientes derivados de su alta toxicidad, es el arsenito de sodio. La cantidad empleada generalmente es de 4 a 5 mg/l en equivalentes de As_2O_3 , pero cantidades tan pequeñas como 1 mg/l ya son suficientes en algunos casos, si se cuenta con un tiempo bastante largo de contacto y no se cuenta con pérdidas por difusión, acción de ondas y absorción por el lodo. La aplicación se puede hacer simplemente sobre el agua, en los lagos pequeños, o por asperción y otros métodos usados en el control de algas. En general, un tiempo de contacto de 5 a 10 días es suficiente para provocar la muerte de las plantas, debiendo limpiarse el agua de todas aquellas que flotan. Después que se ha terminado con el tratamiento, no se debe emplear esa agua para bebida del ganado, fines recreacionales, irrigación de plantas, etc.; por un espacio mínimo de tiempo de tres días. Los peces soportan concentraciones de hasta 10 mg/l de arsenico por cerca de 10 días. Algunos gusanos y larvas de quironómidos mueren con concentraciones de 2.5 a 4.0 mg/l, mientras que las larvas de libélulas y varios otros soportan hasta 10 a 20 mg/l (36) (69).

Hace algunos años que va siendo cada vez más empleado, el compuesto químico denominado 2, 4 D (Acido 2, 4-diclorofenoxiacético) con gran éxito, en el control de las plantas superiores. Es particularmente eficaz en la destrucción de plantas cuyas raíces se hallan enterradas y que por lo tanto escapan a la acción del arsenito (69). Este compuesto está siendo utilizado, con resultados muy satisfactorios, en Sao Paulo, Brasil, por la Compañía Light para el control del aguape (género *Eichornia*) que tiende a cubrir la superficie de sus embalses con el peligro de ser absorbidas o de obstruir las rejillas de protección de los sistemas de turbinas generadoras de energía eléctrica. Con respecto a las plantas acuáticas, también se ha comprobado la eficiencia de los nuevos herbicidas a base de biperidilo, mencionados en páginas anteriores como probables algicidas.

Un problema que con frecuencia surge del desarrollo de plantas ornamentales terrestres en las proximidades de las residencias es el de la penetración de las raíces en los tubos de conducción de los desagües. Se puede solucionar esta dificultad, mediante la aplicación periódica de sulfato de cobre en los inodoros o en los buzones de inspección teniendo siempre el cuidado de no aplicar en dosis superiores a 2 Kg. por metro cúbico de agua servida, en los casos de residencias cuyos desechos son tratados en tanques sépticos, (70).

La vegetación acuática superior todavía se puede combatir por medio de los peces, especialmente los del género *Tilapia*. En el Brasil, existe la especie *Tilapia melanopleura*, importada hace algunos años del Congo Belga, que ha dado excelentes resul

tados en el control de la vegetación superior en los lagos y lagunas donde estos vegetales constituyen un problema. Estos peces no se desarrollan en aguas corrientes o en climas fríos (52). Además de ser peces muy voraces, se reproducen con gran facilidad en los ambientes favorables y ofrecen una carne muy sabrosa, siendo doblemente ventajosa su implantación en los lagos donde la vegetación superior, ya sea sumergida o emergente, constituyen un problema sanitario o de cualquier naturaleza. Pero no son eficientes en el control de tótoras.

4.5. Referencias.

- (1) Branco, S.M., 1962. Controle preventivo e corretivo de algas em águas de abastecimento. Revista D.A.E., 23 (n° 45): 61-75, Sao Paulo.
- (2) Phelps, E.B., 1953. Stream Sanitation. John Wiley & Sons, E.U.A.
- (3) Gainey, P.L. & Lord, T. H., 1952. Microbiology for Water and Sewage. Prentice-Hall, E. U. A.
- (4) Capocchi, J., 1960. Abastecimento de água. Cuidados Higiénicos a Tomar na Construção de Reservatórios de Acumulação. (mimeografiado) Centro de Estudos Químicos e Sanitários do D.A.E., Sao Paulo.
- (5) Palmer, C.M., 1958. Algae and other organisms in waters of the Chesapeake area. Journal American Water Works Assn., 50: 938-950, E. U. A.
- (6) Silvey, J.K. & Harris, B.B., 1951. Algae in water supplies. Manual for Water Works Operators; 288-321, E. U. A.
- (7) Metzler, D.F. et al., 1958. Emergency use of reclaimed water for potable supply at Chanute, Kan. Journal American Water Works Assn., 50: 1021-1060, E. U. A.
- (8) Ives, K.J., 1957. Algae and water supplies. 3-Control of algae in reservoirs, Water and Water Engineering, 59: 387-389, Inglaterra.
- (9) Palmer, C.M., 1959. Algae in Water Supplies. U. S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (10) Branco, S.M., 1961. Biología dos rios Biritiba, Jundiá e Taiassupeba-Previsões e sugestões sobre futuros problemas hidrobiológicos decorrentes do represamento. Revista D.A.E., 21 (n° 39) 71-74, Sao Paulo.
- (11) Branco, S.M., 1961. Biología das represas do Alto Cotia. I-Influencia da cor das águas na população algológica das represas de Pedro Beicht e da Cachoeira da Graca. Revista D.A.E., 22 (n°41): 51-55, Sao Paulo.
- (12) Serviço de Saúde Pública dos Estados Unidos, 1946. Manual de normas sobre purificação de águas. Boletim R.A.E., 11 (n°21): 20-59, Sao Paulo.
- (13) Walton, G., 1956. Relation of treatment methods to limits for coliform organism in raw waters. Journal American Water Works Assn., 48: 1281-1289, E.U.A.
- (14) Walton, G., 1958. Bacterial Removal Affected by Water Treatment Process. (mimeografiado). University of Kansas, E.U.A.
- (15) Dennis, J.M., 1959. 1955, 56 infectious hepatitis epidemic in Delhi, India. Journal American Water Works Assn., 51 (n°10): 1288-1296. E.U.A.
- (16) Anónimo, 1958. Origin of taste and odor producing substances. Water Works News, 13 (n°4): 1-4, E.U.A.
- (17) Palmer, C.M., 1958. Algae and other interference organisms in New England water supplies. Journal of New England Water Works Assn., 72: 28-46, E.U.A.
- (18) Romano, A.H. & Saffermann, R.S., 1963. Study on actinomycetes and their odors. Journal American Water Works Assn., 55: 169-176, E.U.A.
- (19) Fair, G.M.; Morris, J.C. & Chang, S.L., 1947. The dynamics of water chlorination. Water, 31: 165, E.U.A.
- (20) Naumann, E., 1958. L'effect biologique du chlore et de ses composés dans la désinfection des eaux. La Technique de L'Eau, 12 (n°136): 17 - 31, Bélgica.
- (21) Branco, S.M., 1961. Virus e sua importancia em águas de abastecimento. Revista D.A.E., 22 (n° 40): 70-73, Sao Paulo.
- (22) Clarke, N.A. & Chang, S.L., 1959. Enteric viruses in water. Journal American Water Works Assn., 51: 1299-1314, E. U. A.
- (23) Anónimo - 1962. Progress report on water quality criteria. Journal American Water Works Assn., 54: 1313-1331, E.U.A.

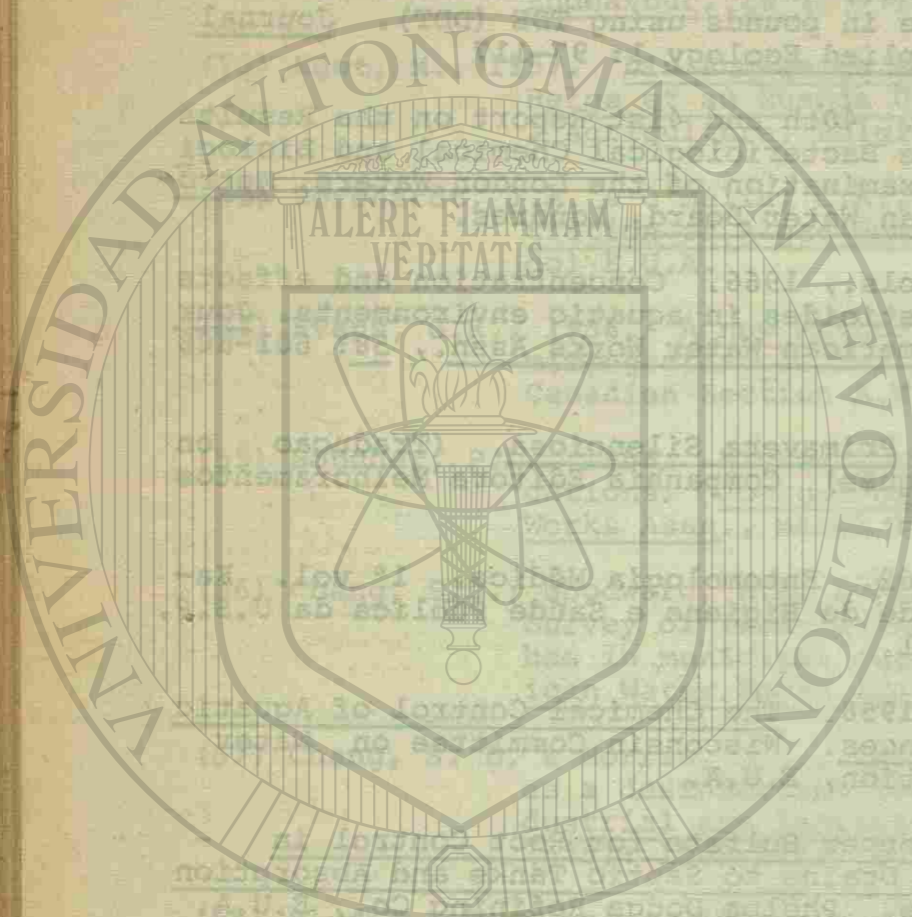
- (24) Chang, S.L., 1958. The use of active iodine as a water disinfectant. Journal of the American Pharmaceutical Assn., 47: 417-423, E.U.A.
- (25) Chang S.L. ; Berg, G.; Clarke, N.A. & Kabler, P.W., 1960. Survival and protection against chlorination of human enteric pathogens in free-living nematodes isolated from water supplies. American Journal of Tropical Medicine and Hygiene, 9: 136-142, E.U.A.
- (26) Black, A.P. e cols., 1965. Use of iodine for disinfection. Journal American Water Works Assn.; 1401-1421, E.U.A.
- (27) Killan, E.T., 1959, Microstraining and ozonation-Pilot plant investigations for treating a surface water supply at Danvers, Massachusetts. Journal of New England Water Works Assn., Marzo de 1959, E.U.A.
- (28) World Health Organization, 1963. International standards for Drinking Water. Ginebra.
- (29) Nesin, B.C. & Derby, R.L., 1954. Methods of controlling aquatic growths in reservoirs. Journal American Water Works Assn., 46: 1141-1158, E.U.A.
- (30) Branco, S.M., 1959. Alguns aspectos da hidrobiologia importantes para a Engenharia Sanitária. Revista D.A.E., 20 (n°33): 21-30: 20 (n°34): 29-42, Sao Paulo.
- (31) Palmer, C.M., 1956. Evaluation of new algicides for water supply purposes. Journal American Water Works Assn., 48: 1133-1137, E.U.A.
- (32) Fitzgerald, G.P., 1959. Loss of algicidal chemical in swimming pools. Applied Microbiology, 8: 269-274, E.U.A.
- (33) Hale, F.E., 1957. The use of Copper in Control of Microscopic Organisms. Philips Dodge Refining Corporation (ed.), E.U.A.
- (34) Palmer, C.M. & Poston, H.W., 1956. Algae and other interference organisms in Indiana water supplies. Journal American Water Works Assn., 48: 1335-1346, E.U.A.
- (35) Porter, J.R., 1957. Bacterial Chemistry and Physiology.
- (36) Bartsch, A.F., 1954. Practical methods for control of algae and water weeds. Public Health Reports, 69: 749-757, E.U.A.
- (37) Cunha, A., 1937. O emprego dos canos de cobre e de latao em instalacoes domesticas e os efeitos do cobre sobre a saude. Boletim R.A.E., 1 (n°3): 327-331, Sao Paulo.
- (38) Whipple, G.C.; Fair, G.M. & Whipple, M.C., 1927. The Microscopy of Drinking Water. John Wiley & Sons, E.U.A.
- (39) Doudoroff, P. & Katz, M., 1953. Critical review of literature of the toxicity of industrial wastes and their components to fish. Sewage and Industrial Wastes, 25: 802-839, E.U.A.
- (40) Branco, S.M., 1960. Observacoes sobre o comportamento de peixes em presenca de certos compostos metálicos dissolvidos na água. Revista D.A.E., 21 (n°37): 37-41, Sao Paulo.
- (41) Maloney, T.E. & Palmer, C.M., 1956. Toxicity of six chemical compounds to thirty cultures of algae. Algae and Sewage Works, nov. 1956., E.U.A.
- (42) Branco, S.M.; & Branco, W., 1958. Processos para se verificar em laboratorio o efeito de substancias tóxicas sobre algas. Revista D.A.E., 19 (n°32): 93-95, Sao Paulo.
- (43) Monie, W.D., 1956. Algae control with copper sulfate. Water and Sewage Works, set. 1956, E.U.A.
- (44) Tarlton, E.A., 1949. Algae control-Experiences and practices at Danbury, Conn. Water and Sewage Works, jun. 1949: 221-224. E.U.A.
- (45) Derby, R.L. & Townsend, F.W., 1953. Reservoir treatment by improved methods. Water and Sewage Works 100: 211-216, E.U.A.
- (46) Palmer, C.M. & Maloney, T.E., 1955. Preliminary screening for potencial algicides. The Ohio Journal of Sciences, 55 (n°1), E.U.A.
- (47) Fitzgerald, G.P. & Skoog, F., 1954. Control of blue-green algae blooms with 2,3-Dichloronaphthoquinone. Sewage and Industrial Wastes, 26: 1136-1140, E.U.A.
- (48) Fitzgerald, G.P., 1957. The control of the growth of algae with CMU. Wisconsin Academy of Sciences, Art, and Letters, 46: 281-294, E.U.A.
- (49) Maloney, T.E., 1958. Control of algae with chlorophenil dimethyl urea. Journal American Water Works Assn., 50: 417-422, E.U.A.

- (50) Fitzgerald, G.P., 1966. Use of potassium permanganate for control of problem algae. Journal American Water Works Assn., 58: 609-614, E.U.A.
- (51) Boon, W.R., 1967. Las sales cuaternarias del bipiridilo, nuevo auxilio de la agricultura. Endeavour, 26 (n°97): 27-32, Inglaterra.
- (52) Huet, M., 1957. Dix Années de Pisciculture au Congo Belge et au Ruanda Urundi. Ministère de l'Agriculture, Belgique.
- (53) Borchartt, J.A. & O'Melia, C.R., 1961. The Sand Filtration of Algae Suspensions. (mimeografiado) E.U.A.
- (54) Evans, G.R., 1958. A new Method of Fine Straining. (mimeografiado). Maritime Branching of Canadian Section A.W.W.A., Canadá.
- (55) Boucher, P.L., 1956. Micro-straining and its applications. Journal of the New England Water Works Assn., march 1956, E.U.A.
- (56) Chang, S.L.; Woodward, R.L. & Kabler, P.W., 1960. Survey of free-living nematodes and amebas in municipal supplies. Journal American Water Works Assn., 52: 613-618, E.U.A.
- (57) Chang, S. L. & Morris, J.C., 1953. Elemental iodine as a disinfectant for drinking water. Industrial and Engineering Chemistry, 45 (n°5): 1009-1012, E.U.A.
- (58) Black, A.P. & cols., 1965. Use of iodine for disinfection. Journal American Water Works Assn., 1401-1412, E.U.A.
- (59) Black, A.P., 1966. Better Tools for Treatment. Journal American Water Works Assn., 58 (n°2) 137-146, E.U.A.
- (60) Laubuch, E.J., 1959 Quel degré de sécurité le chlore résiduel nous assure-t-il? La Technique de l'Eau, 13 (n°150): 34-35, Belgique.
- (61) Ingram, W.M., 1956. Snail and Clam infestations of drinking water supplies. Journal American Water Works Assn., 48: 258-268, E.U.A.
- (62) Sinclair, R.M., 1964. Clam pests in Tennessee water supplies. Journal American Water Works Assn., 56: 592-599, E.U.A.
- (63) Paulini, E., 1959. O Controle de Insetos de Importancia Médica no Brasil. (mimeografiado). IV Seminario de Profesores de Materias Relacionadas com a Engenharia Sanitária - Porto Alegre, Brasil.
- (64) Edwards, R.W. & cols., 1964. The control of chironomid larvae in pounds using TDE (DDT). Journal of Applied Ecology 1: 97-117
- (65) Taylor, E.W., 1964. 40th and 41st Report on the Results of the Bacteriological Chemical and Biological Examination of the London Waters. Metropolitan Water Board, Londres.
- (66) Warnick, S.L., & cols., 1966. Concentration and effects of pesticides in aquatic environments. Journal American Water Works Assn., 58: 601-608 E.U.A.
- (67) Carson, R., 1964. Primavera Silenciosa. (Tradução em português) Companhia Editora Melhoramentos Brasil.
- (68) Forattini, O.P. 1962. Entomologia Médica. 1° vol. Faculdade de Higiene e Saúde Pública da U.S.P. Brasil.
- (69) Mackenthum, K.M., 1958. The Chemical Control of Aquatic Nuisances. Wisconsin Committee on Water Pollution, E.U.A.
- (70) Bloodgood, D.E. Copper Sulfate for Root Control in House Drains to Septic Tanks and Absorption Fields. Phelps Dodge Refining Co., E.U.A.

5.1. Generalidades. Definiciones.

El vocablo polución tiene su origen etimológico en la palabra *pollutus*, del latín que significa suciedad. Con todo, no sería prácticamente posible establecer una clasificación de las aguas basada en grados de suciedad. No se puede fijar una unidad patrón de tal factor, ya que él puede ser debido a muy distintas causas, de diversas naturalezas. Así, por ejemplo, ¿el olor de huevos podridos, caracterizado por la presencia del hidrógeno sulfurado o de mercaptanos, presente en un agua perfectamente limpia, podría ser considerada suciedad? La presencia de isótopos radioactivos, nociva a la salud humana, pero imperceptible a nuestros sentidos, ¿cómo sería calificada en relación a esta clasificación? La primera idea que se tiene - y que, desde el punto de vista histórico debe ser la más primitiva - con respecto al fenómeno de la polución, es la de que ésta se relaciona siempre con la introducción en el agua de desechos humanos o de la actividad industrial. Tal polución se manifiesta, principalmente, por una alteración del color, de la transparencia, del sabor y del olor de las aguas. Así, fuentes que no poseen tales características desagradables, no serían consideradas como polucionadas. Tal concepto puede llevar - aún hoy - a la gente a dar preferencia a un abastecimiento con aguas de manantiales o de pozos, en tanto ellas sean cristalinas - aunque muy frecuentemente contaminadas por infiltración de pozos negros ubicados en las cercanías - a servirse de un río o de aguas distribuidas por los servicios públicos de abastecimiento de aguas.

El vocablo polución no expresa un concepto absoluto. Según Coulson y Forbes (1), la polución puede ser definida, desde un punto de vista jurídico, como la "adición al agua, de cualquier cosa que pueda cambiar su calidad natural, de tal manera que no permita que aguas abajo se reciba, en condiciones naturales, las aguas que le son transmitidas". Hynes (2) critica tal definición, basándose en el hecho de que es imposible establecer con precisión cuales son las características de calidad natural de un cuerpo de agua. Además, casi todas las actividades humanas que se desarrollan en las proximidades o directamente relacionadas con el agua, (tales como regadío, tala o quema de árboles, etc.) pueden cambiar sus características originales, aunque no deban siempre ser consideradas como actividades polucionantes. Klein (3) sustenta la opinión de que una definición científica de polución debe ceñirse más bien a la impureza que es introducida, que a la acción de introducirla, y sugiere la definición siguiente: polución es "una acción cualquiera que pueda causar o inducir características no deseables a un cuerpo de agua y que pueda ejercer una influencia nociva sobre el empleo habitual del líquido". La legislación del Estado de Sao Paulo, Brasil (4) está basada en orientación idéntica y define la polución como: "todo y cualquier cambio de las propiedades físicas, químicas y biológicas de las aguas - que puedan causar daño a la salud, a la seguridad o al bienestar de las poblaciones y, además, pueda comprometer la fauna ictiológica y la utilización del agua para fines comerciales, industriales y recreativos".



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA

DIRECCIÓN GENERAL DE

En los dos ejemplos anteriores, la polución es definida más bien en función de su nocividad que del simple punto de vista de las alteraciones de las características del agua. El objetivo de tales definiciones es, evidentemente, un objetivo sanitario y, aún cuando se refiere a la protección de la fauna ictiológica, lo hace con una finalidad de preservar las actividades pesqueras, las cuales son de utilidad pública.

Hawkes (5) define la polución, desde el punto de vista biológico, como siendo el arrojado a un cuerpo de agua, de una sustancia cualquiera que pueda alterar considerablemente la composición o la distribución de las poblaciones acuáticas, en consecuencia de cambios de factores ecológicos, tales como: composición química y física del agua; naturaleza del lecho; velocidad de la corriente, etc. Tal definición no lleva en consideración la utilización que se pueda hacer del agua misma. No es una definición sanitaria, pero más bien ecológica; si fuera adoptada como base, para los estudios sanitarios, entonces, toda y cualquier alteración observada en la comunidad biótica de un cuerpo de agua debería ser interpretada como indicadora de polución y, en este caso, es probable que toda especie animal o vegetal surgida en el medio, después de una de esas modificaciones sería incluida en la lista de indicadores de polución. Tal definición contiene, así, desde el punto de vista de la salud pública, los mismos inconvenientes de la definición de Coulson y Forbes, o sea, que considera como causantes de polución a una variedad de actividades que, en realidad, no perjudican sanitariamente la calidad del agua. Tal punto de vista representa una oposición a una antigua tendencia, igualmente incorrecta, de considerar como factores de polución exclusivamente la materia orgánica y los patógenos.

En realidad, los más primitivos conceptos de polución están basados, simplemente, en características físicas (tales como el color y la turbiedad) y organolépticas (como olor y sabor). El objetivo inmediato, que llevaba al antiguo a almacenar sus aguas por muchos meses en recipientes de cerámica, antes de utilizarlas como aguas potables, sería, muy probablemente, el de obtener una remoción de esos caracteres "anti-estéticos" del agua cruda, más bien que el de purificarlas con respecto a agentes patógenos, los cuales, por una feliz coincidencia, desaparecían también en consecuencia del tratamiento. Muy temprano pudo el hombre relacionar el "agua sucia" con la transmisión de enfermedades, y las expresiones como de "aguas pestilenciales" tienen su origen en los tiempos bíblicos. Pero, solamente con la invención del microscopio y de los métodos bacteriológicos, es que fué posible conocer el hecho de que esas enfermedades no eran producidas por las toxinas de animales ponzoñosos que viven en el agua, como supuso Ambroise Paré (6) o por compuestos orgánicos que ellas contenían, sino que más bien por la presencia de microorganismos patógenos, los cuales pueden permanecer aún en un agua que ha sufrido una dilución como de 1:20,000 y donde, por consiguiente, los aná-

lisis químicos no pueden revelar la presencia de ninguna impureza (7).

Los descubrimientos de Pasteur ejercieron una gran influencia en las opiniones respecto a los fenómenos relacionados con la polución. Una vez comprobada la propiedad patógena de los microorganismos, así como la imposibilidad de su apareamiento en un cuerpo de agua por generación espontánea, fué relativamente simple considerar a la polución como un fenómeno biológico, pasando a tener, la materia orgánica, no más que un papel de conductor de gérmenes patógenos. Tal concepto es, sin embargo, muy extremista y no del todo justificable, si se considera que los compuestos orgánicos presentes en el agua, aunque de manera independiente de los patógenos, puede llegar a ser un factor de polución, dificultando o a veces imposibilitando el uso del líquido para fines de abastecimiento. Fueron así, introducidos patrones biológicos y químicos que han hecho posible una clasificación más real, desde el punto de vista sanitario. El más importante índice bacteriológico de la polución es el número de organismos del grupo coliforme o de la especie *Escherichia coli* que se encuentra por unidad de volumen de agua. Tales microorganismos, aunque no sean parásitos (a no ser ocasionales) pueden reflejar (pues son habitantes obligatorios del intestino humano) la presencia de la materia fecal en las aguas y su peligro potencial, aunque el cuerpo de agua no presente características físicas, químicas u organolépticas indicadoras de la existencia de tales desechos. Se puede admitir que un agua que contiene sólo 1 coliforme por 100 ml, puede contener, además bacterias patógenas. Los componentes químicos más importantes que permiten comprobar la existencia de polución, son los compuestos inestables, tales como: la materia orgánica total, los compuestos nitrogenados complejos, etc., los cuales son susceptibles de oxidaciones posteriores y que, cuando están presentes en el agua aún en cantidades reducidas, constituyen prueba de reciente introducción de polución.

La necesidad de una distinción entre polución y contaminación es igualmente imperiosa y fué introducida en la legislación del Estado de California, E.U.A. en 1950. En efecto, existen dos aspectos fundamentales relativos al problema de los desagües (8):

- a) el aspecto de la protección de la fuente, o sea, de los efectos que los desagües puedan producir en dicha fuente;
- b) el aspecto de la potabilidad misma del agua, es decir, de los efectos que los desagües puedan producir con relación a la salud de la población que hace uso del agua.

Aunque a simple vista los dos aspectos del problema pueden parecer superpuestos, los dos, en realidad, presentan características muy distintas y pueden ser considerados, hasta cierto punto, como cosas independientes. En realidad, los

más grandes perjuicios causados a la fuente por la polución - son los que se relacionan con la destrucción de su flora y de su fauna naturales, la cual es consecuencia de los cambios de concentración de oxígeno, materia orgánica, y alteraciones del pH, temperatura, etc. En cambio, desde el punto de vista de la salud pública, son mucho más importantes los aspectos - que dicen respecto a la bacteriología de las aguas, los cuales presentan poco o ningún significado con relación a la destrucción de la flora y de la fauna.

Eso es consecuencia del hecho de que la vida natural en el agua es afectada ecológicamente por los desagües, es decir, que la vida acuática es sensible a los grandes cambios en su ambiente natural o sea el agua dulce, mientras que, para el hombre no se ha operado ningún cambio en su habitat. La polución de los cuerpos de agua representa, para los seres de vida acuática, lo que representa para nosotros la polución atmosférica. Los perjuicios que pueden resultar de la polución hídrica, para el hombre, no provienen de la polución misma, en su acepción ecológica, sino que proceden de una acción más directa, de un contagio de hombre a hombre, el cual se realiza por intermedio del agua, pero también podría realizarse por intermedio de los alimentos o del mismo aire que se respira. La polución del agua no compromete, pues, directamente, la salud humana, sino actúa como intermediario o como vehículo de bacterias, virus, hongos o animales parásitos o aún sustancias tóxicas y radioactivas.

Las providencias y obras de saneamiento, relativas a la prevención contra la polución de los cuerpos de agua, en general, atienden a los dos aspectos mencionados: la protección de las fuentes y la protección de la salud pública, pero esta doble acción se hace casi por una coincidencia y no por ser un solo problema. Hay, además, una segunda coincidencia que es la de que las bacterias que se adoptan como indicadores, son inactivadas durante los procesos empleados para combatir a la polución. Esa inactivación se realiza en la misma proporción, que la reducción de la polución se lleva a cabo, ya sea por el proceso natural de auto purificación, o por los métodos artificiales de tratamiento de los desagües.

Esas coincidencias llevan con frecuencia a algunos técnicos sanitarios, a cometer errores en la interpretación y, aún, en el concepto de los problemas de abastecimiento público de aguas. Si es verdad que, en la mayor parte de los casos, la polución y la contaminación son fenómenos correlativos, también el control de los dos, puede ser realizado simultáneamente; sin embargo, hay excepciones en número suficiente para no permitir la generalización de este concepto. Así es como, por ejemplo, aguas con altas concentraciones de materia orgánica - pueden presentar baja Demanda Bioquímica de Oxígeno, y al mismo tiempo, un alto índice colimétrico. Esas mismas aguas pueden, además mantenerse con alta concentración de materia orgánica, resistiendo a la auto purificación, pero su índice colimétrico puede bajar, por la misma acción. La situación opuesta es, también, frecuente: aguas con altos niveles colimétricos, pero con características químicas de agua potable. Lo más grave, es la presencia de microorganismos patógenos, resisten-

tes a los procesos de autopurificación o de tratamiento, aún a la cloración.

La contaminación microbiológica presenta varios aspectos que deben ser bien discutidos y bien comprendidos, pues, con frecuencia, ofrece dificultades a la interpretación de un punto de vista sanitario. Primeramente, se debe fijar bien el hecho de que solamente los microorganismos normalmente patógenos interesan a la salud pública. Sin embargo, los microorganismos de origen fecal o intestinal, pero que no son productores de enfermedades, son solamente indicadores -y con bastante seguridad- de la presencia de materia fecal en el agua, pero no tienen ningún interés, desde el punto de vista de la salud, propiamente. Los organismos del "grupo coliforme" están comprendidos en este caso como simples indicadores de material de origen intestinal, pueden estar presentes en un agua (hasta en grandes concentraciones) y que, sin embargo, no contiene ningún agente causante de enfermedades. Además, aunque las bacterias coliformes estén siempre presentes en aguas que contienen agentes patógenos intestinales, su destrucción por el cloro puede, a veces, no estar acompañada de una destrucción total de los patógenos.

El desconocimiento o el no tomar en cuenta esto puede llevar a malas interpretaciones y a suponer una mayor seguridad en los procesos convencionales de tratamiento, de la que existe en realidad.

La DBO es la cantidad de oxígeno disuelto, en el medio acuático, que es consumida por la respiración aeróbica, en la oxidación de la materia orgánica nutritiva existente en ese ambiente. En la práctica, corresponde, pues, a la cantidad de oxígeno que es necesaria a la estabilización de las materias oxidables bioquímicamente. Esa oxidación bioquímica es más rápida o menos rápida, de acuerdo a la naturaleza química de los compuestos orgánicos, temperatura y otros factores que regulan la actividad biológica. Por ello, fué adoptada en forma convencional la realización de la determinación de DBO en condiciones patrón, o sea, a 20°C y en 5 días (DBO₅²⁰), pero existen otros acuerdos convencionales empleados en casos especiales, como: 20 días, 1 día, DBO total, etc. En general, la DBO de un agua se mide en miligramos por litro o en toneladas por día, cuando se quiere expresar en relación al volumen diario de carga orgánica que recibe un río. La medida se hace directamente con muestras del agua, ya sea mediante un proceso manométrico (con el empleo de microrrespirómetros) o, simplemente, por medida química del oxígeno disuelto restante, después de una incubación de 5 días en una incubadora a 20°C. Es necesario, en este caso, emplear la técnica de diluciones porque existe la posibilidad de la extinción total del oxígeno antes del término del período de incubación.

Sin embargo, el consumo de oxígeno por los microorganismos en la muestra, no es uniforme en relación al tiempo de incubación, es decir, que no se realiza según un gráfico recti-

líneo. Aproximadamente 80% de la cantidad total de oxígeno - que se consume en los 5 días, desaparece en los 2 primeros - días de incubación y 32% en el primer día. Además, la DBO de 5 días no representa más que 65 a 70% de la demanda total ejercida por la materia orgánica oxidable bioquímicamente. Según McKinney (10) el empleo convencional de 5 días de incubación fué introducido por los ingleses -los cuales son, también, los introductores del concepto de DBO- pues sus ríos tienen pequeña extensión y nunca llevan más de 5 días hasta llegar al mar.

La importancia de la DBO, como índice cuantitativo de las condiciones de un cuerpo de agua polucionado es muy grande, pero no debe ser sobrevalorada. La demanda bioquímica de oxígeno es, en general, un excelente indicador del estado de las condiciones ambientales del cuerpo de agua. Pero no se debe tomar como un elemento de valor absoluto en la determinación de la calidad o de la potabilidad de un agua. La DBO es un elemento de importancia fundamental en los estudios que objetivan la preservación de las condiciones ecológicas y la protección de la fauna y flora acuáticas, pero no es un índice de contaminación bastante seguro para impedir la utilización del agua para abastecimiento. Es, pues, un dato ecológico, pero poco importante para caracterizar la contaminación. Su simple presencia no hace que un líquido sea nocivo a la salud. La cerveza (con 20,000 mg por litro de DBO), leche, y otros líquidos, además de su calidad como bebidas son, también, alimentos, pues, la DBO es, en realidad, alimento, o sea, materia orgánica que puede ser descompuesta por procesos biológicos.

Además, es necesario llevar en cuenta algunas de las principales limitaciones y errores posibles en el método de medida y en la interpretación de la DBO:

a) Valores demasiado altos de DBO pueden ser encontrados en las aguas donde hay intensa nitrificación. Sin embargo, hay transformación del nitrógeno amoniacal en nitrógeno nitroso y nítrico, por la actividad de nitrobacterias, que se opera en las aguas muy ricas en productos de descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados. En esa transformación hay un gran consumo de oxígeno. En la medida de DBO es necesario, pues, producir la inactivación de esas bacterias, pero sin perjudicar a las demás. Problemas de este tipo pueden existir, por ejemplo, cuando hay una mezcla de efluentes de sistemas de lodos activados (muy ricos en amoníaco) con efluentes de filtros biológicos (que son muy ricos en nitrobacterias).

b) Las sustancias tóxicas y los metales pesados (el cobre, por ejemplo, hasta en concentraciones tan pequeñas como 0.01 mg/l) pueden producir inactivación de bacterias, produciendo pues, una DBO inferior a la que se debería esperar.

c) En las muestras de agua donde hay predominancia de actividad anaeróbica, puede haber, por algún tiempo (en los

2 ó 3 primeros días de la incubación) un " lag-fase ", o sea, un período de adaptación necesaria al cambio de tipo de respiración (de anaerobio a aerobio) y la DBO resultante, al final de 5 días es sensiblemente más pequeña que la real (3).

d) Dos tipos de interferencias pueden resultar de la presencia de microorganismos fotosintéticos en las muestras tomadas para la medida de la DBO. Si la muestra se mantiene o transporta en presencia de luz, habrá producción de oxígeno - por fotosíntesis y la DBO resultará menor que la verdadera. Si al contrario, las muestras se mantienen en la obscuridad, hay un consumo de oxígeno, por respiración de las algas, además de la DBO normal. Ese consumo será, todavía más grande, si las algas mueren y son oxidadas por las bacterias presentes. Sin embargo, en este caso, se trata de una DBO real, producida por la materia orgánica en descomposición; pero, en el caso en que el oxígeno sea consumido por las algas vivas se trata, efectivamente, de una DBO falsa, pues no corresponde a una estabilización de la materia orgánica introducida con los desagües, sino que de la oxidación de la " materia viva ", la cual no interfiere en la calidad sanitaria del agua y que, además, es sintetizada por los mismos organismos. No hay que olvidar el hecho de que esa " materia viva ", en el ambiente natural, en presencia de luz, produce mucho más oxígeno (para la estabilización) de lo que consume ella misma. Según Wisniewski (11), no hay una diferencia sensible entre el consumo de oxígeno por las algas vivas y el consumo por descomposición de las mismas algas después de muertas, cuando se considera ese consumo en relación a la demanda bioquímica final, es decir, en relación a la estabilización total de la muestra. Pero, cuando se considera solamente la demanda en un momento dado, o en un tiempo corto (ej: 5 días), hay un gran predominio del consumo por descomposición, sobre el consumo por respiración de las algas mismas. Esto sugiere que la respiración de las algas se lleva a cabo mucho más despacio que la descomposición aeróbica.

e) Se puede prever, además, una diferencia muy grande entre la DBO obtenida por determinación directa (por ej. por método manométrico) y la obtenida por el método de dilución, cuando existen sustancias tóxicas o inactivadoras de bacterias, pues la dilución de la muestra provoca, también, una dilución de los tóxicos presentes. En este caso, la DBO obtenida por el segundo método puede ser mucho mayor que la DBO manométrica.

En el concepto sanitario del fenómeno de la polución, es necesario tomar en cuenta, también, el grado de nocividad: nocividad al medio (e indirectamente al hombre) en el caso más general, de polución; o nocividad directa a la salud humana, en el caso particular, de la contaminación. La introducción de materia orgánica inestable a un cuerpo de agua debe ser considerada como una polución siempre que provoque daños o dificultades a la utilización normal del agua, y lo mismo se puede decir en cuanto a la elevación de la turbidez, color, salinidad, etc. La polución es, así, un concepto relativo. Un mismo elemento y con la misma intensidad, puede ser o puede no ser un

factor de polución y esto depende tan solamente del uso que se debe dar a esta agua en particular. Así, por ejemplo, la introducción del sulfato de cobre en pequeñas concentraciones puede traer grandes daños a la piscicultura, pero puede ser muy benéfica al abastecimiento de agua, porque mata a las algas nocivas; al contrario, las sales minerales, de nitrógeno y fósforo son muy benéficas a la piscicultura, como "abono" para desarrollo de algas que sirven de alimento a los peces, pero son muy nocivas al tratamiento y abastecimiento de aguas por el mismo motivo (12).

5.2. Significado Biológico de la Polución.

Decir que la influencia de la civilización ha sido siempre nefasta a las poblaciones naturales, es incidir en error de redundancia. No hay duda de que la civilización, por definición es una situación opuesta al salvajismo. Donde la civilización es implantada, lo salvaje es substituído por lo civilizado, los animales nativos por los exóticos, la vegetación original por la cultivada. Hay una substitución generalizada, hasta en los ríos, donde son eliminadas las tortugas, los cocodrilos, los grandes mamíferos acuáticos, los peces, los crustáceos y toda la microfauna nativa. Los procesos empleados por el hombre, en esa substitución sistemática son muchos y, de éstos, quizá la caza y la pesca son los menos nocivos y más fáciles de controlar. Mucho más perjudicial es, sin embargo, el cambio de las condiciones ecológicas, o sea, del ambiente físico, químico, climático y biológico.

La polución es, posiblemente, la más devastadora de las actividades humanas, en relación a las poblaciones naturales. Todos los días se emiten a la atmósfera, muchos miles de toneladas de sustancias que las respiran los seres aeróbicos -incluso el hombre, a pesar de ser él quien las produce. Sólo en los Estados Unidos, son precipitados, en promedio, 35,000 toneladas por día de materias sólidas producidas por las chimeneas de las industrias y en Inglaterra 45,000 toneladas por día. Algunos de los efectos producidos por ese tipo de polución son conocidos: intoxicaciones por arsénico, plomo, manganeso; fibrosis en los pulmones (pneumoconiosis: silicosis, antracosis, etc) y cáncer. En Londres, en 1952, 4,000 personas han sido muertas, en sólo 5 días, por una elevación momentánea de la polución atmosférica. Se conocen, además, los efectos de estos polvos en relación a las plantaciones. En resumen, son bien conocidos los efectos más dañinos y más drásticos de la polución del aire; pero no se conoce, todavía, y ni siquiera se tiene una noción de los perjuicios globales resultantes de la inhalación continua durante años, por toda una población (y en especial por las criaturas) de ese "polvo industrial"; tampoco se tiene una noción de su posible papel nocivo sobre el desarrollo de los niños.

La polución del agua produce un efecto, en general, nocivo sobre la mayor parte de los organismos que la habitan. La gran cantidad de peces muertos que se venen los ríos que reciben de-

sagres crudos es el testigo más evidente. Pero, además de la muerte de los peces, hay, también, la destrucción de una enorme población de otros organismos y microorganismos cuya ausencia no la percibimos.

Sin embargo, una nueva fauna y una nueva flora pueden surgir, ocupando el sitio que antes era poblado por los otros. Los nuevos son resistentes a las nuevas condiciones del ambiente. Así, si hay un cambio en la concentración de oxígeno, pueden venir los microorganismos anaerobios, que no lo necesitan para su respiración; además, hay microorganismos resistentes a los tóxicos, como las sulfobacterias (ej: *Beggiatos*) que viven en ambiente con altas concentraciones de hidrógeno sulfurado; hay algas que resisten temperaturas más altas que 70 °C. Sin embargo, el número de especies que pueden vivir en las condiciones tan dañinas presentadas por las aguas polucionadas es mucho más pequeño que el número de las que viven en los ambientes normales o naturales. Por ello, las aguas polucionadas, al contrario de las no polucionadas, manifiestan una tendencia a presentar un reducido, número de especies, pero representado por un número de ejemplares, pues, esas pocas especies sobrevivientes están libres de la competencia de las otras especies por los alimentos y otros medios de sobrevivencia. Pueden haber excepciones a esa regla general, como, por ejemplo, en el caso de la presencia de tóxicos no específicos y muy fuertes, que pueden destruir todas las especies sin distinción.

Se denomina ciclo biodinámico de un ambiente, a la expresión gráfica de las relaciones de interdependencia entre varios organismos que lo habitan (13). El ciclo biodinámico puede ser modificado por la polución, por un cambio a veces profundo, provocado en el equilibrio biológico original del cuerpo de agua. El nuevo equilibrio formado será estable mientras sean mantenidas las nuevas características ambientales. Esas modificaciones del ciclo biodinámico pueden ser debidas a cambios de las características físicas o químicas del agua misma; o pueden ser provocadas por cambios en las características del lecho del río, a su velocidad, etc.

Los cambios en los ciclos biodinámicos se deben a la actuación de dos mecanismos de gran importancia ecológica: la adaptación y la selección de los organismos. En el primer caso, el elemento activo es el organismo mismo; en el segundo caso es el medio.

No han sido, todavía, muy observadas las adaptaciones fisiológicas a los nuevos ambientes creados con la polución. Aunque no sean muy frecuentes, merecen estudios más sistemáticos y objetivos en el futuro. Los más conocidos son los que se relacionan con el cambio de un comportamiento autótrofo a un comportamiento heterótrofo, en los cloroflagelados, y varias otras algas, como la *Navicula*, *Scenedesmus*, *Chlorella*, *Chlorococcum*, etc. En realidad, Fogg (14) demuestra la existencia de toda una serie de procesos intermediarios entre el proceso típicamente autótrofo y el heterótrofo y los cloroflagelados son adaptados a cada uno de esos grados intermediarios de a-

cuerdo a la composición más o menos orgánica del medio. Muchos de ellos, como la *Euglena pisciformis*, por ejemplo, aunque posean clorofila y realicen la fotosíntesis, necesitan además, compuestos orgánicos, del medio, para su desarrollo. La materia orgánica, en este caso, no se utiliza como fuente de energía, sino como simple factor de crecimiento. Hay, además, algunos ejemplos de una adaptación fisiológica que es acompañada de cambios morfológicos, como con ciertas especies de *Euglena* que pierden la clorofila y, a veces, hasta el cloroplasto y el ocelo, cuando se desarrollan en ambientes donde no existe luz. Un caso extremo es el de la *Ochromonas malhamensis*, la cual, en ambiente muy rico en materia orgánica, aunque en presencia de luz, pierde su clorofila y reduce el tamaño de sus cloroplastos, que pasan a ocupar un área de 1/10 a 1/20 de su área primitiva (15).

Con relación a los cambios de la temperatura ambiente, se han observado muchos ejemplos de adaptaciones fisiológicas en animales. Los cambios muy repentinos pueden ser fatales a los peces, aunque los cambios lentos pueden adaptarlos a vivir en ambientes con temperaturas muy distintas de las que están acostumbrados. Hay, además, adaptaciones a los cambios de tensión de oxígeno (por variación del ritmo respiratorio, por ej.) y adaptaciones topográficas (como de los cloroflagelados, moviéndose en dirección a los sitios donde hay más luz en un agua que fué oscurecida por la turbidez).

Son mucho más frecuentes, los fenómenos de selección, en el ambiente polucionado. En general, no se puede decir que la polución es un factor único, selectivo, a no ser, quizás, que se trate del caso de polución debida a la materia orgánica no tóxica, en la que los varios factores responsables están de tal manera relacionados entre sí que no es posible estudiar la acción separada de cada uno de ellos.

Varios tóxicos, orgánicos o inorgánicos, ejercen acción selectiva. Los efectos biológicos, de la mayor parte de los tóxicos, son conocidos en cuanto a las dosis límites soportadas por los animales terrestres. Todavía, es necesario reconocer, según Hynes (2), la existencia de una distinción fundamental -a veces despreciada- con respecto a la sensibilidad de organismos acuáticos, pues, éstos se hallan todo el tiempo en contacto con una cantidad pequeña del tóxico, no habiendo casos de ingestión de una dosis única y total. No se trata, pues, de una cuestión de dosis, sino de concentraciones tóxicas. La concentración de la sustancia en el medio tiene una tendencia a reducirse con el tiempo a no ser que sea reemplazada continuamente. Además, su acción biológica puede cambiar con frecuencia, por las variaciones de temperatura, de concentraciones de oxígeno disuelto, pH y otros factores inestables. La acción tóxica de los metales pesados en relación a los peces, por ejemplo, puede estar sujeta a la influencia de la turbulencia del agua (16).

Estudios de sensibilidad relativa de los varios organismos acuáticos a la acción de los tóxicos, han comprobado la

existencia de distintos comportamientos. Ciertas especies de crustáceos (*Gammarus pulex*, por ej.) son hasta 10 veces más sensibles a los fenoles que los peces; en cambio, los gusanos tubícolas son mucho más resistentes a ese tóxico que los peces mismos. Los peces son más resistentes al cobre que los moluscos, pero son más sensibles que las larvas de insectos chironomidae. El crustáceo *Daphnia magna* es mucho más sensible a varios tóxicos que las truchas. *Limnaea pereger* soporta apenas 0.2 mg/l de zinc, aunque varios insectos acuáticos (larvas o adultos) pueden vivir en ambientes con 500 mg/l. Las algas rojas de los géneros *Batrachospermum* y *Lemanea* soportan concentraciones de zinc y de plomo que serían suficientes para producir la muerte de todas las demás formas de vida acuática (2). Ciertas especies de bacterias actinomicetales, viven en agua con altas concentraciones de ácido cianhídrico y lo utilizan en su metabolismo, como fuente de carbón y de nitrógeno (17). Hay casos, además, de microorganismos que sólo pueden vivir en ambientes donde existen compuestos que son tóxicos a los demás. Aunque no exista siempre una "preferencia" (como en este último caso) los ambientes nocivos a un gran número de especies son generalmente poblados por un gran número de organismos que pertenecen a especies no sensibles y que, en estos sitios, no encuentran la competencia con los organismos que normalmente podrían vivir en lucha con ellos, por el alimento común.

Ese tipo de adaptación es bien demostrado en el caso de la reducción de la concentración de oxígeno disuelto, provocada por la polución orgánica. Aunque existen organismos anaeróbicos obligatorios, la mayor parte de las especies pobladoras de los ambientes con poco o ningún oxígeno, está formada por anaerobios facultativos o aún de especies aerobias obligatorias pero que poseen mecanismos físicos, químicos o fisiológicos que les permiten vivir en estos ambientes. Las larvas de los insectos sirfídeos disponen de sifones que les permiten la obtención del oxígeno fuera de la lámina de agua, en la atmósfera; las larvas de chironomidae, así como los gusanos *Tubifex*, y *Limnodrylus* poseen pigmentos respiratorios que almacenan oxígeno por muchas horas. Todos estos (y otros más) se pueden hallar, en grandes números, en las aguas polucionadas donde, además del ambiente orgánico abundante de que disponen, están libres de la agresión de peces y otros predadores. Los cloroflagelados que necesitan acetatos y otros compuestos orgánicos en su nutrición (aunque sean fotosintéticos) encuentran, en las aguas polucionadas, ácidos orgánicos y alcoholes en concentraciones suficientes, así como vitaminas y otros micronutrientes a veces indispensables.

Las asociaciones biológicas en las aguas polucionadas se relacionan, sobre todo, con la producción del oxígeno por los organismos fotosintéticos y su aprovechamiento por los seres aerobios. Las bacterias aeróbicas, por ejemplo, oxidan la materia orgánica en su proceso respiratorio y producen, en el medio, elevación de la concentración de sales minerales. Estas sales son indispensables a la vida de los microorganismos fotosintéticos y éstos, en su actividad, producen el oxí

geno necesario a la respiración de las bacterias. En la práctica, ese tipo de asociación es utilizada en el tratamiento o estabilización de las aguas negras, en los sistemas llamados "Lagunas de Estabilización". En estas lagunas predominan, generalmente, algas verdes como Chlorella, Ankistrodesmus, Golenkinia, Actinastrum, Scenedesmus y otras; las verdeazuladas, como Microcystis que llegan a dominar, cuando la temperatura es un poco más alta; y son muy importantes los cloroflagelados como por ej: Euglena, Phacus, Lepocinclis, Trachelomonas, Strombomonas, Chlamydomonas, Eudorina, Pandorina, etc. (18). Además de las algas y de las bacterias, son frecuentes en estas lagunas los protozoarios leucoflagelados, ciliados, así como las larvas y adultos de insectos (coleópteros y hemípteros belostomatídeos) moluscos gasterópodos (caracoles) y a veces microcrustáceos cladóceros. La producción de oxígeno en el día es suficiente para compensar toda la demanda del día y de la noche.

5.3. Polución Física y Físico-química.

Como se ha dicho, la polución no es debida, siempre a la presencia de compuestos tóxicos o putrescibles en un cuerpo de agua. Hay varios factores de carácter físico o físico-químico que pueden provocar cambios en el ambiente y, por ello, producir interferencias nocivas en la vida acuática o, aún causar problemas directamente a la salud pública. Los principales son: color, turbidez, temperatura, pH, radioactividad y ósmosis y tensión superficial.

5.3.1. Color y Turbidez.

La introducción de sustancias colorantes o la de partículas en suspensión temporal o permanente puede provocar no solamente cambios en la intensidad luminosa a diferentes profundidades en un cuerpo de agua, sino también fenómenos de soterramiento de los organismos que viven en el fondo. La vida de las algas y otros organismos fotosintéticos es principalmente perjudicada por la obstrucción a la penetración de la luz solar de tal manera que las aguas que son pobres en compuestos minerales nutrientes pero transparentes, pueden contener mayor número de algas que las aguas ricas en nutrientes y pobres en luz. Por el mismo motivo, en los lagos de aguas muy coloreadas, el número de algas decrece muy sensiblemente de la superficie hacia el fondo (19). La turbidez, en cambio, es el factor más importante en la limitación de la luminosidad en las aguas de los ríos (20), pues, por su movimiento, llevan mayores cantidades de materias en suspensión que los cuerpos de agua sin movimiento.

Además de provocar turbiedad, las partículas en suspensión pueden ser la causa de otros daños a los organismos acuáticos (21): esas partículas sólidas forman una especie de "nubes" en el interior del cuerpo de agua, provocando la asfixia de los animales, por deposición de esas partículas en sus órganos respiratorios acuáticos; o pueden provocar o acelerar la

precipitación y soterramiento de partículas orgánicas que sirven de alimento de la fauna. Los peces pueden ser eliminados por soterramiento o ruptura de sus huevos, cambios en las características del lecho (para su reproducción), reducción de la profundidad o por desaparecimiento de las algas, crustáceos, gusanos e insectos que son su fuente de alimento. Otros efectos sobre los microorganismos, son: el arrastre de los animalitos hacia el fondo, provocado por la adherencia de las partículas a su cuerpo (por adsorción); fricción; reducción del oxígeno disuelto, etc. (22).

Algunos organismos, como Nais, Tanytus y caracoles son resistentes a la presencia de alta turbidez (5). Se ha observado que el número de bacterias del grupo coliforme y, probablemente el número total de bacterias es más grande cuando hay turbidez, aunque ciertos géneros, como Sphaerotilus disminuyen invariablemente. Las algas verdeazuladas, así como las algas verdes filamentosas y algunos cloroflagelados (ej: las Euglenas), son más sensibles a la turbidez que los ciliados y ciertas otras especies de cloroflagelados (ej: Volvox).

Sin embargo, la turbidez y la sedimentación de partículas pueden ser útiles, como agentes autopurificadores, en la destrucción de microorganismos indeseables y en la remoción de la radioactividad producida por ciertas clases de desechos, pues los elementos radioactivos son adsorbidos por las partículas en suspensión y arrastrados con ellos. En experimentos de laboratorio fué posible demostrar la eficiencia de ese proceso en la remoción del uranio, fierro, cesio y niobio radioactivos (22).

5.3.2. Temperatura.

Los diferentes tipos de organismos pueden tener comportamientos distintos en relación a los cambios de temperatura del ambiente. Por ello, los organismos que viven en un cuerpo de agua pueden ser influenciados de maneras distintas por una "polución térmica", producida por desechos industriales calientes, como por ejemplo, las aguas utilizadas en la refrigeración de máquinas térmicas. Los efectos del calor pueden ser directos, produciendo la coagulación de las proteínas que forman el material protoplasmático de las células; o puede tratarse de una influencia indirecta, ya sea por una elevación del potencial de toxicidad de ciertas sustancias disueltas en el agua (como la rotenona, por ej.) o por facilitar la proliferación de los microorganismos competidores (parásitos) o finalmente, porque la temperatura provoca una pérdida de oxígeno disuelto, en el agua. En este último caso, hay en realidad un doble efecto de la elevación de la temperatura, pues, al mismo tiempo que ésta provoca una disminución del contenido de oxígeno del agua, provoca también una elevación de la actividad fisiológica y biológica en general, de los seres acuáticos y, por ello, un mayor consumo respiratorio de oxígeno (23) (24). La concentración de oxígeno en el agua a los 30°C es, aproximadamente, igual a la mitad de la concentración existente a 0°C y a la presión normal. Hay, pues,

una "demanda térmica de oxígeno" en el desague calentado, con un efecto muy semejante al producido por los desagues orgánicos. Por todos estos motivos es que, en épocas de verano, las condiciones ambientales son muy perjudicadas, hasta con el apareamiento de condiciones sépticas en aguas que, en invierno, poseen oxígeno disuelto.

Los peces sobre todo, como las truchas y salmones, así como también un gran número de algas, larvas de insectos, crustáceos, etc., son sumamente sensibles a las elevaciones de temperatura, aún cuando éstas sean pequeñas. Al contrario, hay algas diatómeas y verdeazuladas que viven bien en ambientes con más de 40°C (hasta 70°C). Así es como, la polución térmica puede provocar una selección de organismos, por proceso semejante al que es provocado por los desagues químicos y domésticos, y el ambiente pasa a estar poblado solamente por las especies resistentes a las altas temperaturas. *Phormidium* es un alga verdeazulada que, con frecuencia, pasa a ser dominante en aguas calientes.

5.3.3. Potencial Hidrogeniónico (pH)

Los cambios muy largos del pH, producidos, por ejemplo, por desagues que contienen ácidos fuertes pero cuyo anión es inofensivo, pueden también, provocar cambios en la flora y la fauna de un cuerpo de agua. Este aspecto se estudia muy bien con relación a la población de peces (25) (26). Aunque ciertas especies sean resistentes a un pH hasta de 4, la mayor parte de los peces no puede soportar un pH por debajo de 5, y con relación a los álcalis, pocos son los que soportan ambientes con pH mayores que 9. Así es como, si las otras condiciones son favorables, las variaciones entre los límites de 5 y 9 no pueden producir efectos letales sobre la mayor parte de los peces comunes de aguas dulces, así como tampoco a los moluscos y, probablemente, a otros animales (27). El efecto del pH es generalmente indirecto, provocado por la influencia que puede ejercer sobre la toxicidad de ciertos compuestos, como por ejemplo, el amoníaco, los metales pesados, el hidrógeno sulfurado, la formación de ácido cianhídrico a partir de los cianuros, etc.

5.3.4. Radioactividad.

Los desagues que contienen residuos ionizantes, como los que provienen de reactores nucleares y varias industrias (fábricas de pinturas fosforescentes, relojes, etc.) son motivo de constante preocupación para los ingenieros sanitarios. La radioactividad de estos residuos puede transmitirse al hombre por muchos y distintos caminos: por la bebida directa del agua contaminada o su utilización en la comida; por intermedio de los vegetales, cuando las aguas de riego son contaminadas, o por la carne de ganado que fué alimentado con esos vegetales; o por la carne de pescado procedente de peces que se han alimentado con microorganismos acuáticos contaminados, etc.

Ha sido ya bien comprobado el hecho de que los isótopos pueden ser concentrados en las células de organismos resistentes a su acción ionizante, como el plancton y los peces (28) (29). Por ese proceso la pequeña radioactividad existente en las aguas puede ser concentrada hasta 100,000 veces en estos organismos, los cuales pasan a ser un peligro potencial para el hombre que se alimenta con ellos, por causarle enfermedades, así como también a sus descendientes. Se han establecido relaciones entre la incidencia de tumores malignos en poblaciones humanas y la radioactividad presente en las aguas utilizadas en su abastecimiento (3).

Las algas de aguas dulces pueden concentrar, en sus células, los isótopos radioactivos que son absorbidos del medio como nutrientes minerales. Así es como la intensidad de las radiaciones ionizantes en el interior de esos microorganismos llega a ser muchos miles de veces mayor que la existente en el agua. Desde el punto de vista del abastecimiento de aguas, ese proceso puede ser benéfico, si se considera que esas algas son eliminadas del agua por los procesos de tratamiento, pero sería necesario una buena operación del sistema de tratamiento para impedir la acumulación de las algas y su fragmentación en los sedimentadores y filtros (23). Pero, el mayor peligro que ofrecen esas concentraciones está relacionado con su transmisión, de las algas a los hombres, por intermedio de los peces.

5.3.5. Osmosis.

Las sales minerales, consideradas en su conjunto, cuando están presentes en las aguas en altas concentraciones pueden llegar a constituir un factor de polución física, o más bien físico-química. Muchos de los organismos que viven en aguas dulces no pueden vivir en el agua de mar, o asimismo en aguas salobres, porque no poseen mecanismos especiales de defensa contra el alto valor osmótico del ambiente. Es decir que, cuando esos organismos son colocados en un medio de alta salinidad, el agua de sus células es, en cierta forma, "absorbida" por el ambiente. Así, sus células se marchitan, en un fenómeno llamado plasmólisis y el organismo se muere. Si se coloca, por ejemplo, una pierna de un sapo en el agua de mar, la pérdida de agua de sus tejidos es suficiente para producir la muerte del animal (31). En cambio, los seres adaptados a la vida oceánica, poseen sistemas que impiden la salida de agua de sus células, a través de una regulación de la presión osmótica interna, la cual se obtiene por la entrada y salida de sales en las células (epitosis) observada también en ciertas especies de algas de aguas dulces (32).

Por el contrario, los organismos que viven en aguas dulces, deben poseer sistemas de eliminación de agua del interior de sus células, para impedir el fenómeno de turgencia celular, que puede llegar a romper sus membranas. Muchos protozoarios poseen vacuolos pulsativos, para la expulsión rítmica del exceso de agua que entra en la célula. Los organismos que pueden soportar rápidas variaciones de presión

osmótica en el ambiente, son llamados eurihalinos; los que no pueden soportar esas variaciones, porque poseen presión osmótica interna constante, son denominados estenohalinos. Los organismos de aguas dulces, más resistentes a la elevación de la concentración osmótica del medio pueden ser buenos indicadores de la polución debida a los desagues salinos o al agua del mar.

5.3.6. Tensión Superficial.

Los desagues que contienen sustancias tensio-activas, como los jabones y los detergentes sintéticos, pueden ser causa de cambios profundos en el ambiente acuático. La locomoción de muchos animalitos acuáticos depende de la existencia de una película de tensión superficial, sobre la superficie del agua. Otros dependen de ella en su proceso de respiración, como ya fué señalado en el Capítulo 2. La destrucción de la capacidad de formar esas películas puede llevar, pues, a consecuencias tremendamente dañinas y, generalmente, insospechadas.

El aspecto más importante, del problema de la "polución tensio-activa" es lo relacionado a la gran estabilidad bioquímica de la mayor parte de los detergentes sintéticos. Los detergentes más empleados, en la industria y en las actividades domésticas, son los de tipo aniónico, principalmente los sulfonatos derivados de alquil benzenos (ABS). Esos compuestos no son susceptibles a la acción de los microorganismos, es decir, no son biodegradables, y, por ello, después de introducidos en el agua no desaparecen, pues resisten a la autopurificación y al tratamiento biológico. Así, pueden pasar a las capas de aguas subterráneas, llegar a los pozos y dificultar la reutilización de las aguas. Alexander (33), hablando de los hidrocarburos sintéticos dice que ellos han comprometido el antiguo principio denominado "de la infalibilidad microbiológica", es decir de que cualquier compuesto orgánico puede ser degradado biológicamente. Ese principio debería ser reemplazado por otro, de que "cualquier compuesto sintetizado biológicamente puede ser degradado biológicamente". Muchos experimentos se han hecho, en el sentido de obtener detergentes biodegradables a precios comparables al del ABS. Los alcoholes sulfatados (así como los jabones comunes) son descompuestos y aprovechados como alimentos por las bacterias. Los sulfonados derivados de ésteres y amidas (y no los compuestos cíclicos, los cuales son naturalmente más estables, así como los grupos alquil de cadena ramificada) pueden ser hidrolizados, con producción de ácidos grasos biodegradables, además de otros compuestos que pueden ser o no degradados, en función de su estructura molecular (34). En Alemania, no es permitida la utilización de detergentes bioresistentes, pero los biodegradables que, hasta ahora, son producidos comercialmente, son mucho más tóxicos (principalmente a los peces y otros animales acuáticos) que el ABS. Además, no son totalmente biodegradables (sólo 80%) (35).

5.4. Polución Química.

Los desagues domiciliarios o industriales contienen grandes concentraciones de compuestos disueltos o en suspensión, los cuales, por ser indeseables o aún, perjudiciales al hombre, deben ser eliminados. Entre los compuestos inorgánicos, son preponderantes las sales de los más variados metales, tóxicos o no tóxicos. Los compuestos orgánicos están presentes desde los más complejos, como las proteínas, grasas e hidratos de carbono, en general, hasta los más simples, como la urea. Por la acción oxidante y otras actividades estabilizadoras, esos compuestos sufren cambios permanentes, tendiendo a la completa estabilidad, en forma de anhídrido carbónico y sales minerales. Todos esos compuestos, ya sea los que vienen directamente con el desague crudo, o bien los que van surgiendo durante el transcurso del proceso de estabilización (por transformación de los anteriores) pueden intervenir, de diversas maneras, en la vida de los seres vivos que normalmente habitan en el agua. Pueden ser nocivos, como los tóxicos o como los que utilizan el oxígeno disuelto; o pueden ser benéficos, como las sales que fertilizan el agua para la producción de algas. Pero la nocividad o el beneficio son siempre relativos, y dependen de los organismos considerados. Así, la ausencia de oxígeno puede ser benéfica al desarrollo de los microorganismos de respiración anaeróbica y ciertos tóxicos, como los cianuros, pueden ser nutrientes para una pequeña clase de bacterias.

5.4.1. Polución Orgánica.

La polución provocada por los compuestos orgánicos es responsable de dos clases principales de interferencias nocivas: el efecto tóxico, directo, de ciertos compuestos y el efecto indirecto, provocado por la pérdida de oxígeno en el agua. Por ambos caminos puede, la polución orgánica, alterar el ciclo biodinámico. Sin embargo, ella puede, también, ser una fuente de nutrientes necesarios a la vida acuática. Los desagues de origen doméstico poseen grandes concentraciones de compuestos nitrogenados, necesarios al metabolismo acuático: proteínas, aminoácidos y amoníaco, así como los no nitrogenados: grasa y azúcares.

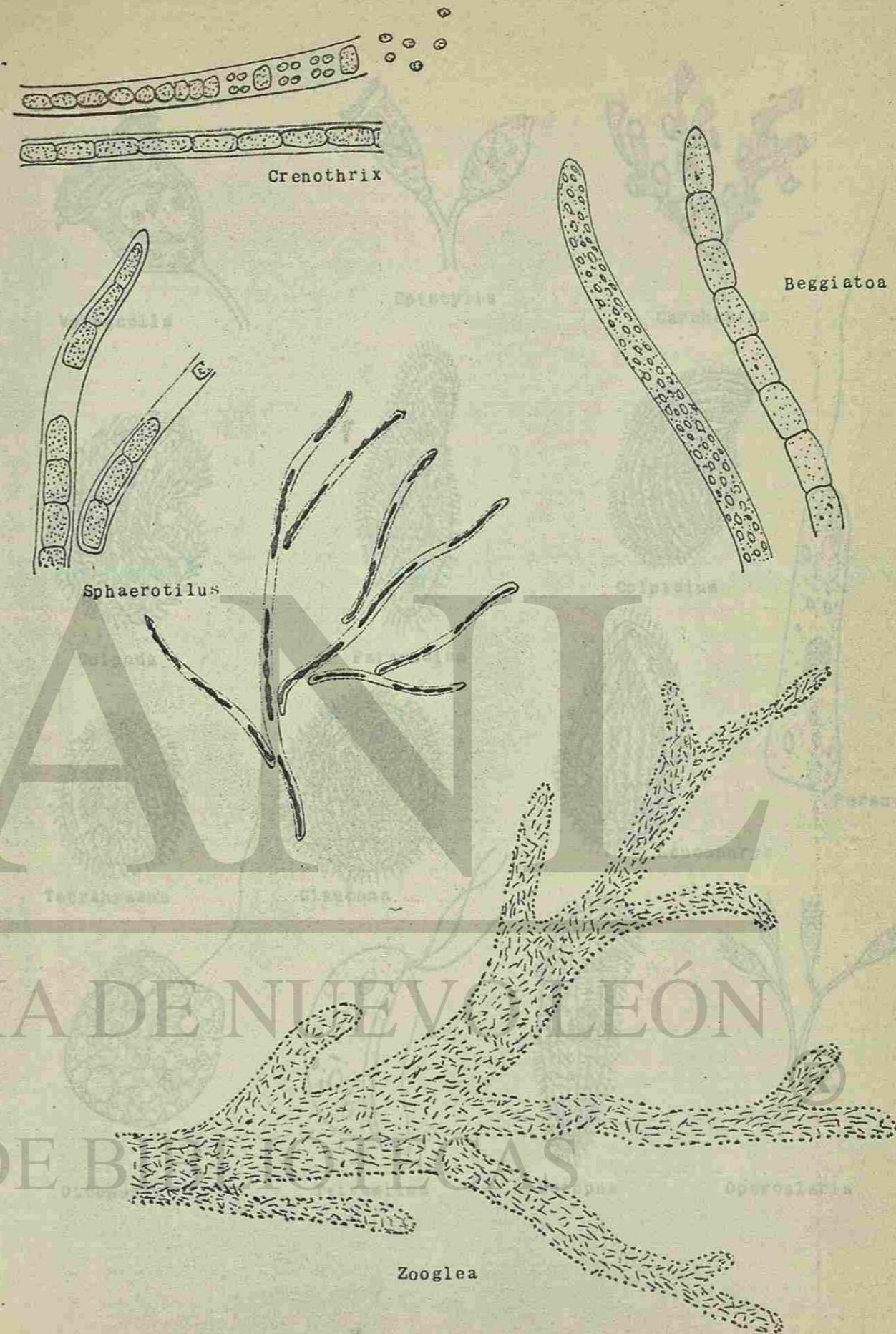
Varias sustancias orgánicas son sumamente tóxicas a los organismos acuáticos. Así, por ejemplo, los alcoholes butírico y etílico como también el ácido cresílico provocan la muerte de los peces, aún en concentraciones inferiores a 1 mg/l; otros, como las anilinas o el ácido acético, sólo cuando están en concentraciones de 100 a 500 mg/l (26). Los detergentes sintéticos, además de los perjuicios que ocasionan al agua, debido a su propiedad tensio-activa, pueden ser también, tóxicos a las algas, bacterias y a un gran número de animales acuáticos, aún a los peces. Son también tóxicos los antibióticos, los productos de la destilación del petróleo, los herbicidas y los insecticidas orgánicos (36). Muchas investigaciones se han hecho para estudiar los efectos tóxicos de los hidrocarburos clorados (DDT, TDE). Algunos de ellos pueden -

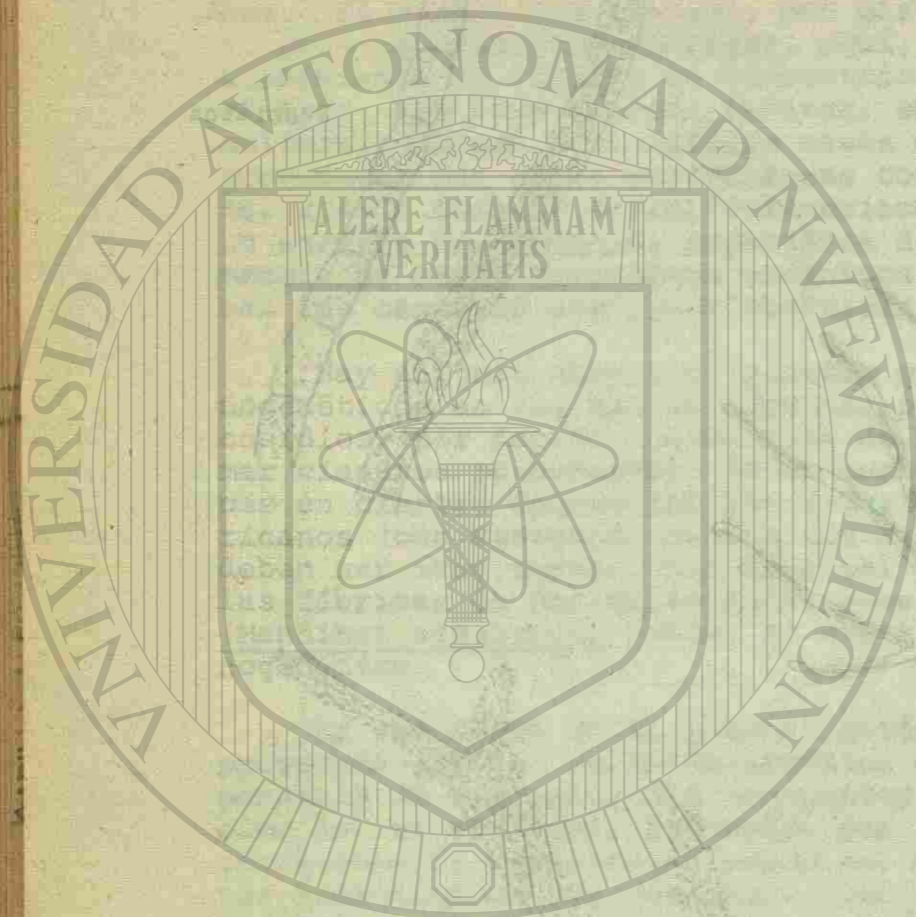
perjudicar a la corteza supra-renal del hombre. Los fosfatos orgánicos (otra clase de insecticidas sintéticos) son altamente tóxicos al hombre. Los hidrocarburos clorados, además de su toxicidad, son muy resistentes a la biodegradación y pueden ser concentrados en las células de los organismos acuáticos (principalmente en los tejidos grasos de los peces) y, por ese proceso, pueden ser transmitidos, en dosis tóxicas, al hombre. El asunto fué tratado, con más amplitud, en el Capítulo 4, pero es necesario subrayar, aquí, la importancia del establecimiento de límites de concentración de esos compuestos en el agua, así como también limitar, su utilización en la agricultura. Carson (37) refiere casos de intoxicaciones humanas provocadas por aguas subterráneas contaminadas por herbicidas (el 2,4-D: ácido 2,4-diclorofenoxiacético) y, asimismo, cita un ejemplo de formación espontánea de este compuesto, por la mezcla de otros compuestos orgánicos sintéticos que polucionaban las capas de las aguas freáticas.

Hay un gran número de plantas que poseen glicosidos cianogénicos en sus flores, frutos, pepas o raíces. Esos glicosidos, por acción hidrolítica de las enzimas, pueden formar cianuros responsables de la muerte de gran número de peces en ciertas épocas del año (38). En los países latinoamericanos (con excepción de los que están al sur de Paraguay) deben ser mencionados, con especial interés, los desagües de las fábricas de harina de yuca, pues la especie más utilizada (Manihot esculenta) posee, en sus raíces, el glicosido cianogénico.

La reducción en la concentración del oxígeno disuelto, provocada por la polución orgánica es, todavía, la mayor responsable de los daños más frecuentes y generales. Esa reducción es, en realidad, provocada por la actividad de los microorganismos de respiración aeróbica, al utilizar los compuestos orgánicos de los desagües, como fuente de alimentos, y al oxidarlos, en su respiración. Cuando la "carga orgánica" es mayor, la proliferación de estos microorganismos es, proporcionalmente grande, y el consumo de oxígeno del medio es también mayor. En una situación de equilibrio, ese consumo es compensado por la re-aireación atmosférica y por la producción fotosintética de oxígeno. Pero, siempre que las cargas orgánicas sean muy grandes, hay un desequilibrio, con disminución o hasta desaparición total del oxígeno disuelto. Ese desaparecimiento se inicia en las regiones más profundas del cuerpo de agua, donde están la acumulación de las materias orgánicas sedimentables formando el fango, y donde, por consiguiente, la demanda es más grande y más difícil la llegada del oxígeno atmosférico.

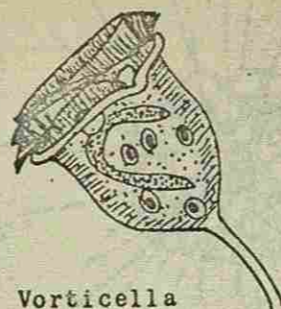
En las regiones donde se produce la desoxigenación, hay un desaparecimiento de las bacterias y otros seres aerobios. En sustitución de ellos, empiezan a proliferar los anaerobios (bacterias, protozoarios, etc.) o seres aerobios que pueden buscar oxígeno en la superficie o almacenarlo por muchas horas (gusanos, larvas de ciertos insectos). Los procesos de respiración anaerobia no llegan a una completa oxidación de



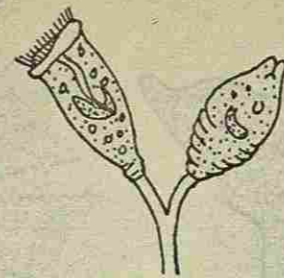


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



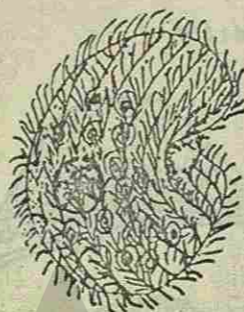
Vorticella



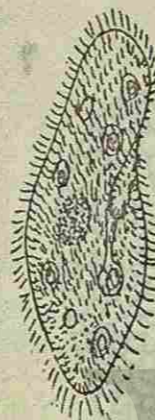
Epistylis



Carchesium



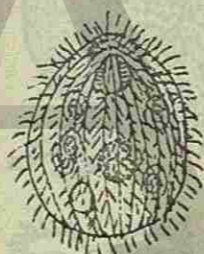
Colpoda



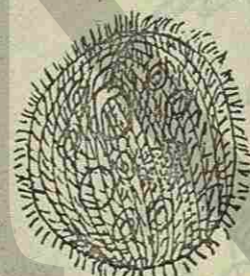
Paramecium



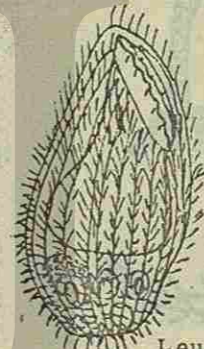
Colpidium



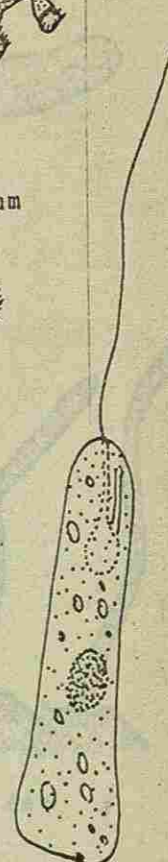
Tetrahymena



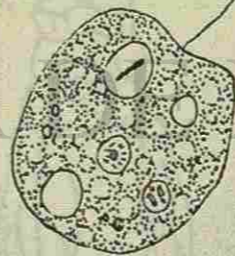
Glaucoma



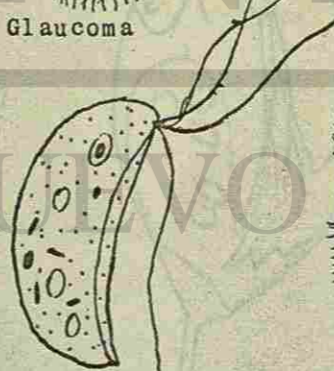
Leucophrys



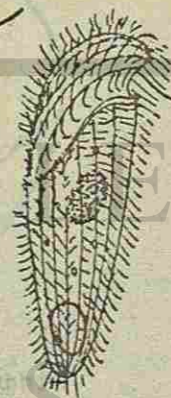
Peranema



Oicomonas



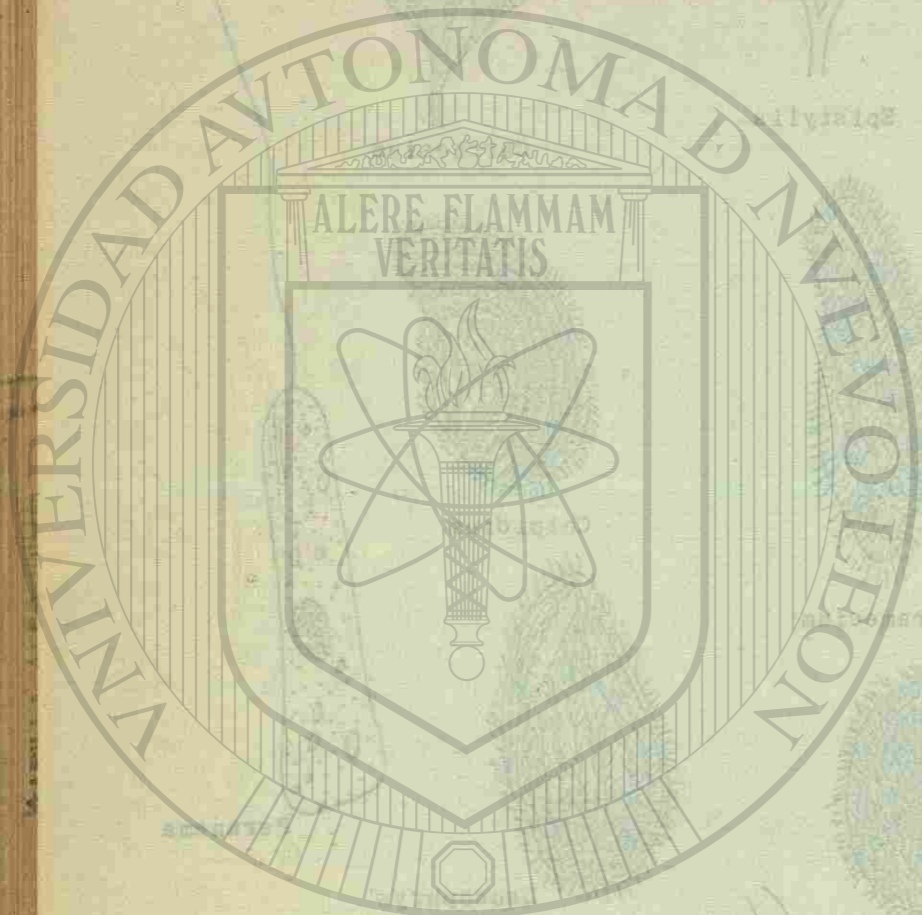
Tetramitus



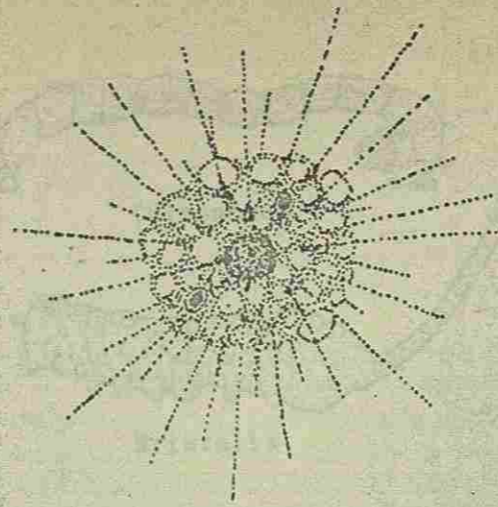
Metopus



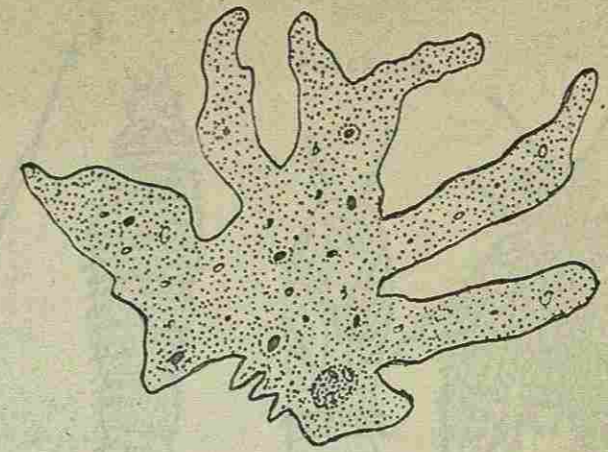
Opercularia



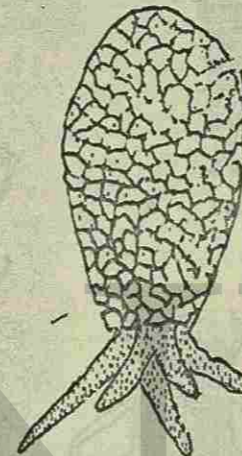
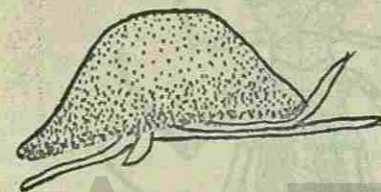
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



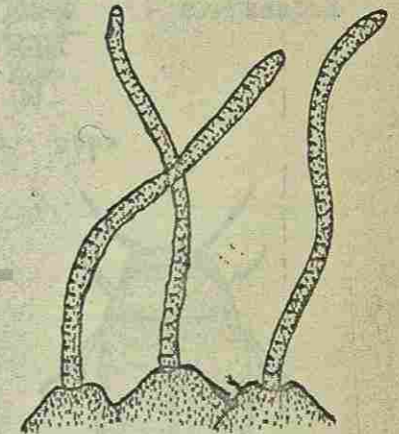
Actinophrys



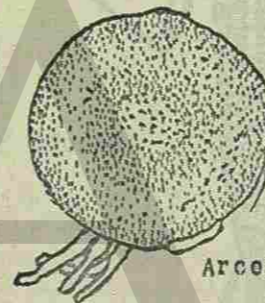
Amoeba



Difflugia



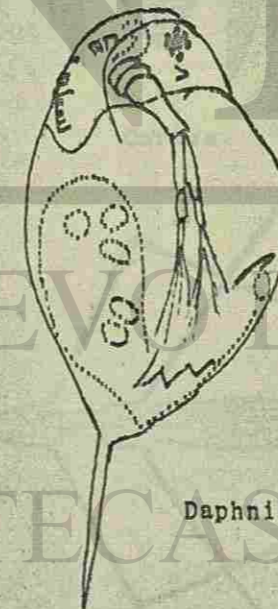
Tubifex



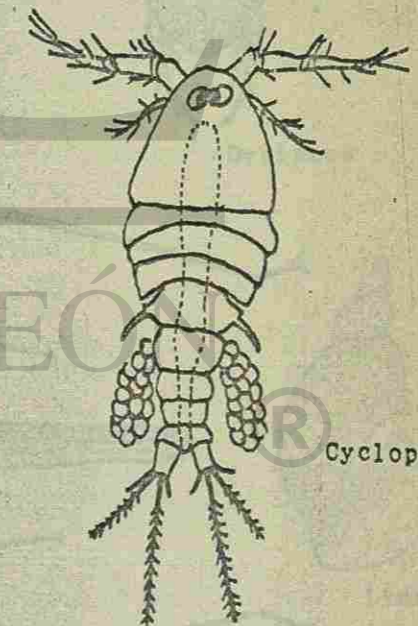
Arcella



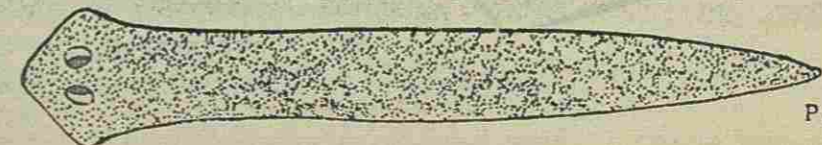
Philodina



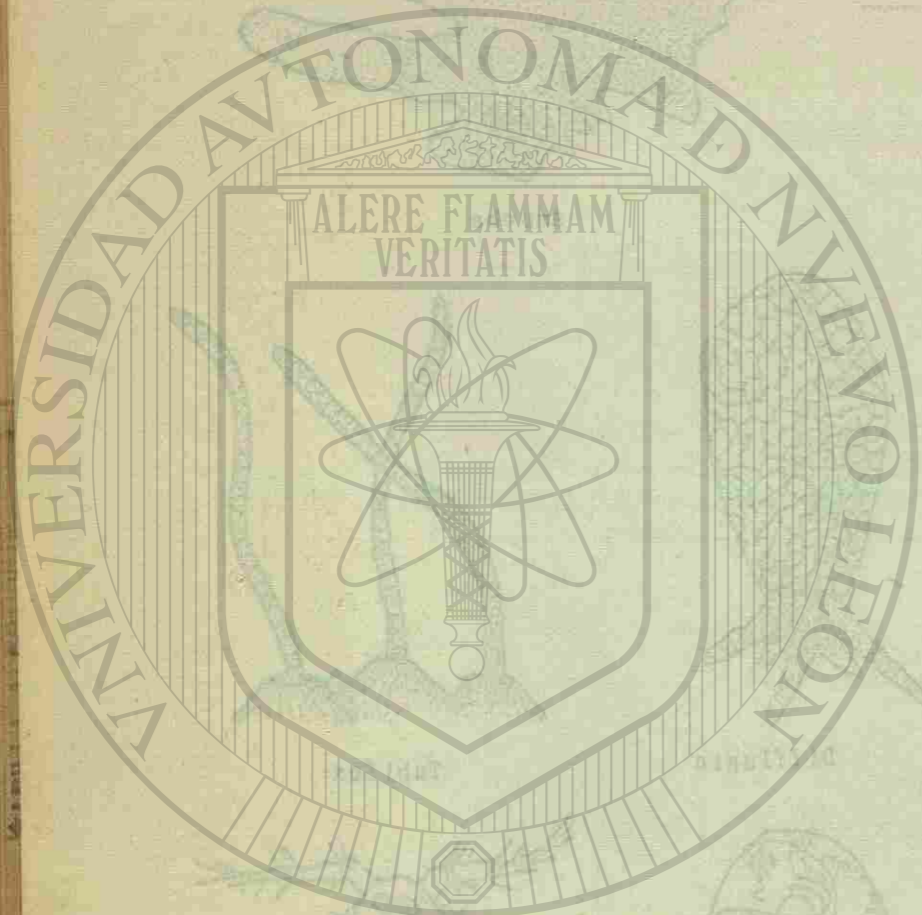
Daphnia



Cyclops

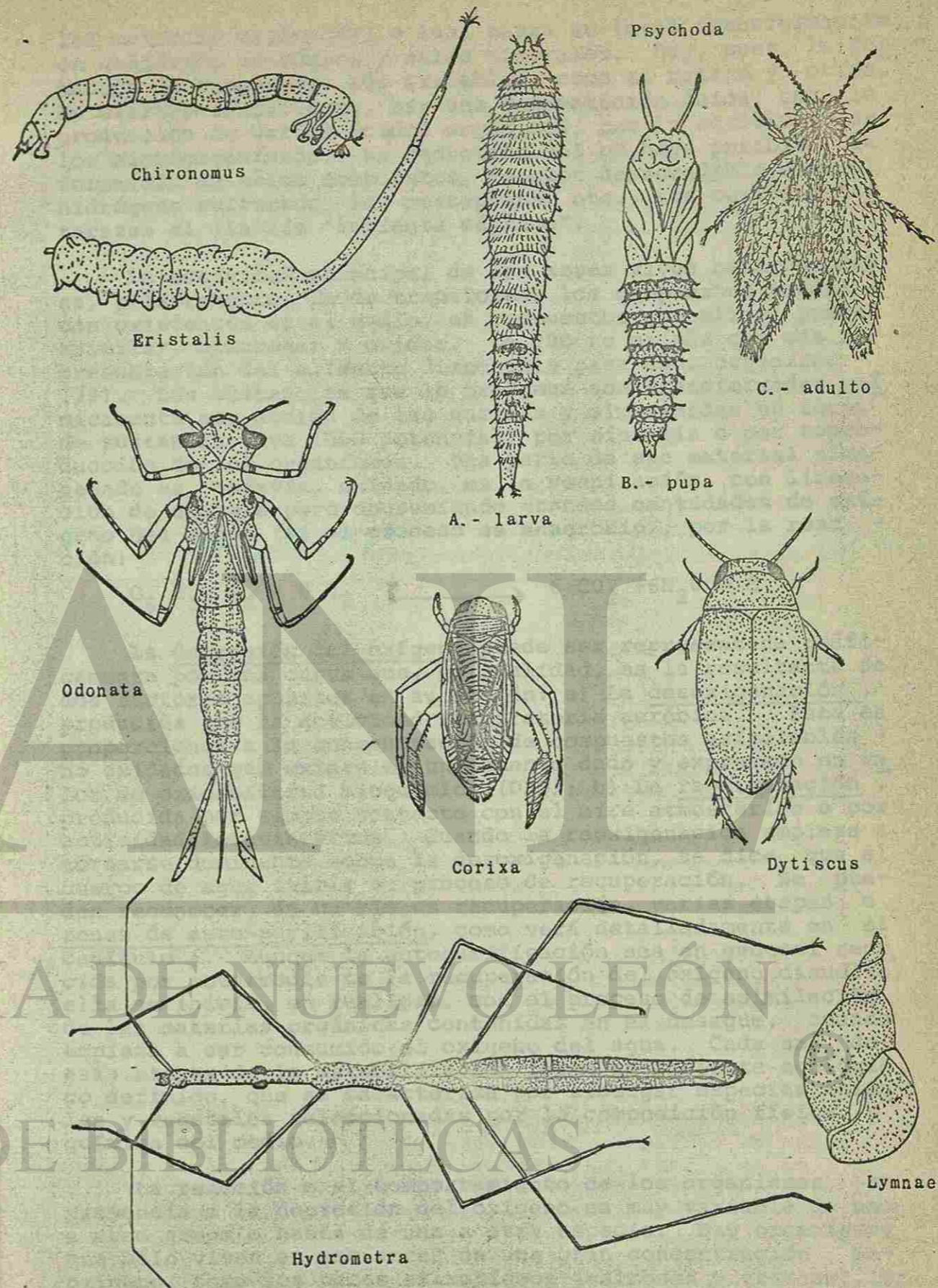


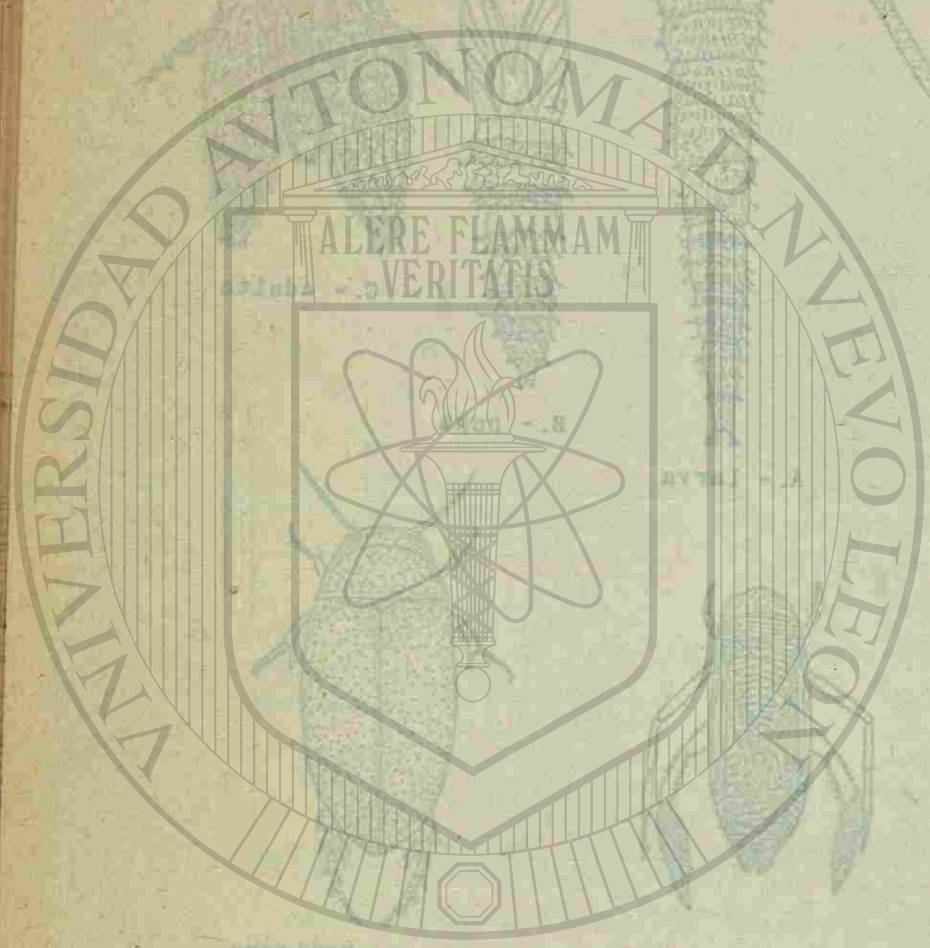
Polycelis



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

las materias orgánicas, o sea, hasta su total transformación en anhídrido carbónico y sales minerales. Hay, pues, la formación de compuestos aún oxidables, como el metano y otros. En ciertas condiciones, hay una fermentación ácida, con la producción de varios ácidos orgánicos, por la actividad de los microorganismos. La reducción del pH hace posible la formación de otros compuestos, de olor desagradable, como el hidrógeno sulfurado, los mercaptans, etc., los cuales caracterizan el llamado "ambiente séptico".

La actividad principal de los seres vivos heterótrofos es, primeramente, la de transformar los compuestos orgánicos existentes en el medio, en compuestos que ellos puedan asimilar, almacenar u oxidar. La DBO no es más que una representación del alimento disponible para esos organismos (39). Las sustancias que lo producen son transformadas químicamente por acción de las enzimas y almacenadas en forma de sustancia viva (DBO potencial) por síntesis o por reproducción de los organismos. Una parte de ese material almacenado es, todavía, oxidado, en la respiración, con liberación de energía pero consumiendo grandes cantidades de oxígeno del medio (si el proceso es anaerobio), por la reacción:



La depresión del oxígeno puede ser representada gráficamente por una curva que, en realidad, es la resultante de dos factores opuestos en su acción: a) La desoxigenación, producida por la actividad respiratoria aeróbica. Esta es proporcional a la concentración de compuestos asimilables - no oxidados que existe en un momento dado y expresado en valor de oxidabilidad bioquímica (DBO); b) La reoxigenación, producida por simple contacto con el aire atmosférico o por actividad fotosintética. Cuando la reoxigenación empieza a tornarse dominante sobre la desoxigenación, se dice que el cuerpo de agua inicia su proceso de recuperación. Se pueden reconocer, en un río en recuperación, varias etapas o zonas de auto-purificación, como verá detalladamente en el Capítulo 6. Aunque la autopurificación sea en general recordada por intermedio de la recuperación del oxígeno disuelto, ella se inicia, en realidad, con el proceso de asimilación de las materias orgánicas contenidas en el desague, cuando empieza a ser consumido el oxígeno del agua. Cada una de esas etapas de la estabilización forma un ambiente ecológico definido, que se caracteriza por albergar especies animales y vegetales seleccionadas por la composición física y química del medio.

La reacción o el comportamiento de los organismos, en presencia a la depresión del oxígeno es muy variable de uno a otro grupo o hasta de una a otra especie. Hay organismos que sólo viven en ambientes de una gran concentración de oxígeno, como los peces salmonídeos (salmones y truchas), larvas de insectos del género Simulium y otros; hay otros que son anaerobios facultativos u obligatorios (para estos últi

mos, el oxígeno libre es tóxico). Entre los dos extremos, hay toda una serie de organismos intermediarios en cuanto a sus exigencias específicas de oxígeno. Muchos de los animales que necesitan oxígeno en su respiración, pueden vivir en ambientes anaerobios por poseer mecanismos de captación del aire de la superficie; de almacenamiento del oxígeno; o para mantener burbujas de aire, en su parte ventral, como por ejemplo, el escarabajo *Dytiscus*, que se mantiene sumergido hasta por 36 horas sin volver a la superficie (40).

El ambiente anaerobio es, en general, tóxico, por la producción de los subproductos de la respiración anaerobia. Esos tóxicos no permiten la vida de muchas especies animales y vegetales. Las algas, por ejemplo, que disponen de producción propia de oxígeno, no viven, generalmente, en esos ambientes, quizá debido a la presencia del hidrógeno sulfurado que es un fuerte inhibidor de la fotosíntesis. Los fenómenos de selección, en esos ambientes, son muy definidos. Frecuentemente, en sitios donde hay desagües industriales, se desarrolla una flora o fauna muy numerosa, formada sólo de una o de pocas especies resistentes (además de la falta de oxígeno) a la presencia de un determinado producto sintético. El reconocimiento de estas especies es muy importante en estudios que tengan, por objeto, el desarrollo de un sistema de tratamiento adecuado a esa clase de desagüe (41). El soterramiento producido por la sedimentación de lodos es, también, un proceso selectivo. En esos ambientes sólo pueden vivir, en el lecho, los gusanos del tipo *Tubifex*, *Limnodrylus* y otros que pueden perforar, continuamente, las capas de fango depositadas, pasando, pues, a formar la única población existente en esos sitios. Además, la existencia de esas capas de lodo hace que la recuperación de esos cuerpos sea muy lenta, aún cuando ya no existe la causa de la polución.

Ciertas clases de desagües orgánicos pueden no producir grandes depresiones en el oxígeno disuelto, por no estar formadas de compuestos asimilables por la mayor parte de los microorganismos. En estos casos, aunque sea posible encontrar cantidades apreciables de *Sphaerotilus* (bacterias filamentosas de las aguas negras) y otros organismos indicadores de la presencia de materia orgánica, muchos de los seres aerobios, como los crustáceos *Gammarus* y larvas de insectos efemérotos pueden ser visibles, indicando la presencia de altas concentraciones de oxígeno (5).

5.5. Polución Mineral y Eutrofización.

Los compuestos minerales que llegan hasta el agua pueden cambiar sus características ecológicas, ya sea por sus efectos tóxicos, o por el contrario, como fertilizantes. Son muy conocidos los efectos tóxicos producidos, por ejemplo, por los cianuros, así como por las sales y compuestos orgánicos de metales pesados, etc., sobre los peces. Esos elementos están presentes en varias clases de desagües industriales y también agrícolas, pues muchos de los metales pesados (como el

cobre y el zinc) son empleados para combatir a los hongos parásitos de las plantas cultivadas.

5.5.1. Metales.

Experimentos de laboratorio, realizados con la planaria *Polycelis nigra* (un gusano platelminto) han demostrado que los metales más tóxicos son, en orden decreciente (5): Plata, Mercurio, Cobre, Oro, Cadmio, Zinc, Níquel, Cromo, Cobalto, Aluminio, Potasio, Plomo, Manganeso, Magnesio, Calcio, Sodio, Estroncio. Es probable la existencia de una relación entre la toxicidad del metal y su capacidad de formar compuestos complejos con el protoplasma. La coagulación de las proteínas intracelulares, en presencia de metales pesados, es un hecho observado, además de otros fenómenos. Sin embargo, hay una gran variación de la resistencia a la acción tóxica de metales. La misma planaria es mucho más resistente al plomo (y puede vivir en presencia hasta de 0.1 mg/l del metal) que la mayor parte de los organismos de agua dulce, pero se muere cuando la concentración del plomo llega a 0.2 mg/l. Hay varios insectos que son, todavía más resistentes, sobreviviendo hasta a concentraciones mayores que 0.2 mg/l.

Con relación a los peces, los metales están en el siguiente orden decreciente de toxicidad (42): Mercurio, Cobre, Zinc y Cadmio; Estaño, Aluminio, Níquel y Hierro trivalente; Hierro bivalente; Bario; Manganeso, Potasio, Calcio y Magnesio; Sodio. Es pues, una secuencia muy semejante a la que se mencionó para la planaria, aunque no estén incluidos, en esta última relación, ciertos metales de gran importancia, como el Plomo y la Plata. Esos gusanos pueden ser considerados como buenos indicadores (al menos con relación a los metales) de condiciones aceptables para la vida de los peces.

Hay varios factores relacionados con la toxicidad de los metales para los organismos acuáticos. Aunque el principal responsable por la acción de un compuesto sea, casi siempre, el catión metálico, pueden haber variaciones en la intensidad de la toxicidad en función de la naturaleza química del anión. Ha sido demostrado, por ejemplo, que los nitratos de sodio y calcio son más tóxicos a los peces que los cloruros de los mismos metales (42). Además, pueden haber efectos de antagonismo y de sinergismo con varias sustancias existentes en el agua: en el caso de antagonismo, se trata de sustancias que disminuyen el efecto tóxico del metal; en el caso opuesto, de sinergismo, hay un aumento del efecto. Otros factores ambientales, como la temperatura, el oxígeno disuelto, etc., pueden hacer variar la toxicidad. La agitación, misma, del agua, producida por el burbujeo del aire, o la existencia de aire emulsionado en el agua pueden producir aumentos considerables del efecto tóxico de metales pesados, para los peces (16). El efecto de esos metales en relación a los peces no es propiamente fisiológico (en pequeñas concentraciones) sino más bien mecánico, pues producen la coagulación del mucílago de las branquias, no permitiendo el intercambio de oxígeno y anhídrido carbónico con el ambiente. La agitación permite mayor facilidad

dad adhesiva entre las partículas, facilitando extraordinariamente la coagulación. El pez muere por asfixia.

Los siguientes elementos son los más responsables por intoxicaciones de organismos acuáticos:

5.5.1.1. Plomo.

En las zonas mineras con frecuencia el plomo, es llevado a los ríos o riachuelos por las lluvias. Según ciertos autores, los peces son sensibles a concentraciones de 0.1 a 0.4 mg/l del metal. Pero otros han demostrado ser resistentes, en condiciones de laboratorio, hasta a 10 mg/l ó más. Esas contradicciones se deben, posiblemente, a las condiciones de experimento, principalmente con relación a los factores físicos (agitación) arriba señalados. Las aguas de los ríos están sujetas a constante turbulencia que, en el laboratorio puede no existir. Además, hay variaciones de la resistencia en distintas especies de peces. Con otros organismos acuáticos se ha observado (5) que la presencia de este metal (como de otros metales pesados) en concentraciones superiores a 0.3 mg/l produce una gran disminución en las poblaciones naturales acuáticas. Los peces son los más sensibles, pero, después que éstos desaparecen, empiezan a desaparecer, también, los otros. Con la elevación de la concentración, se mueren, sucesivamente: los moluscos y los crustáceos malacostraca; después, los gusanos oligoquetos, las sanguijuelas y los insectos tricóptera. Los que permanecen son, solamente: ciertas especies de insectos, como por ejemplo el *Tanypus nebulosus* (quironomidae) el *Simulium latipes* (simulidae), el *Cloeon simile* (eferoptera), *Velia currens* y *Sigara minutissima* (hemiptera); algunos crustáceos entomostraca y ciertas planarias. La vegetación queda reducida a *Batrachospermum* y *Lemanea* (algas rojas). Las larvas de *Tanypus nebulosus* y *Cloeon simile* son las formas animales más resistentes y soportan concentraciones hasta de 6 mg/l de plomo.

5.5.1.2. Cobre.

Los compuestos de cobre son muy empleados en el control de algas, así como de los moluscos transmisores del parásito *Schistosoma*, agente de la billarziasis en el hombre. Además el sulfato de cobre, o su combinación con la cal, es utilizado en la agricultura, para el control de hongos y larvas de insectos parásitos de plantas de cultivo. Estos compuestos, muy solubles, pueden ser llevados por las lluvias a los ríos o riachuelos provocando la muerte de seres acuáticos. En las zonas mineras de cobre (en la Cordillera Andina, por ejemplo), los depósitos de materiales rocosos no utilizables (con gran contenido de cobre no aprovechable) están sujetos a la acción solubilizadora de las aguas de lluvias que arrastran el metal hasta los ríos.

Los efectos generales producidos por el cobre, en las poblaciones acuáticas son semejantes a los producidos por el plomo. En general se observa una gran reducción de esas poblaciones, por la acción tóxica del metal. Los peces pueden

soportar concentraciones de 0.1 a 0.8 mg/l de sulfato de cobre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$) o sea, aproximadamente 0.025 a 0.2 mg/l del catión cobre, en condiciones naturales. Para muchas especies de peces, el límite de seguridad, tolerable, es de: 4.0 mg/l de sulfato de cobre (1.0 mg/l de cobre) (42). Pero este límite no es aceptable a todas las especies. Varias especies, como por ejemplo las carpas y algunas truchas se mueren con 0.7 a 0.8 mg/l de sulfato de cobre. Sin embargo, las concentraciones letales dependen mucho de las características físicas (como la turbulencia del agua (16)) y químicas, del medio. El contenido de carbonatos, de materia orgánica y también la temperatura pueden intervenir mucho en la solubilidad de los compuestos de cobre. En aguas duras, por ejemplo, hay formación de carbonato de cobre insoluble, el cual se precipita en el fondo y eso produce una reducción de la concentración tóxica en el agua. Pero el cobre insoluble sedimentado puede ser ingerido por pequeños animales, como larvas de insectos, o directamente por los peces que se alimentan del fango y, de esta manera, producir también intoxicaciones.

Los hongos y también las algas, son muy sensibles a la acción tóxica del cobre. Los animales microscópicos son, en general, menos sensibles que los peces. Asimismo, desaparecen totalmente cuando la concentración es superior a 1.0 mg/l en cobre (5). La acción letal de este metal sobre los peces se debe, como en el caso del plomo y otros metales pesados, a la asfixia provocada por la coagulación del mucílago de las branquias.

5.5.1.3. Zinc.

Son bien conocidos los efectos causados por el zinc sobre los peces y ciertos géneros de algas. Todavía, se conoce poco de su acción sobre otros seres acuáticos. Es muy frecuente la muerte de los peces en acuarios o en criaderos de peces, provocada por el zinc de los tubos de hierro galvanizado. El fenómeno está, además, correlacionado con la agitación del agua o la presencia de aire emulsionado (16).

5.5.2. Otros tóxicos. Aniones.

Además de los iones muchos aniones y compuestos orgánicos son tóxicos a los organismos acuáticos. Todas las sales, cuando están en altas concentraciones son nocivas debido a la presión osmótica que producen. Otros compuestos producen cambios del pH. Otros retiran el oxígeno del ambiente (o aún del medio interno del organismo) y producen asfixia.

En experimentos realizados con la planaria *Polycelis nigra*, se comprobó que los aniones más importantes, en orden de creciente de su toxicidad a los animales de agua dulce, son (5): OH^- ; S^- ; NO_2^- y CN^- ; $\text{Fe}(\text{CN})_6^-$ y $\text{Fe}(\text{CN})_5^-$; NO^- ; F^- ; IO_3^- ; CrO_3^- ; AsO_4^- ; CNS^- y C_2O_4^- ; Citrato; BrO_3^- ; PO_4^- y PO_3^- ; I^- y NO_3^- ; SO_2^- y SO_3^- ; S_2O_3^- ; Tartarato; CO_3^- ; ClO_3^- ; Acetato y Br^- ; Cl^- . Hay además, muchas informaciones sobre los efectos de los cianuros en relación a los peces, pues éstos son compuestos fre-

cuentas en varias clases de residuos industriales. Hay grandes variaciones de la toxicidad en relación a la naturaleza del compuesto y a las características del medio. Así es como, por ejemplo, la combinación del cianuro con el níquel (níquelcianuro) en un medio ácido, es más tóxica en una concentración de 1.0 mg/l que el mismo complejo en un pH 8.0, en concentraciones de 1,000 mg/l (43).

5.5.3. Eutrofización.

La actividad biológica de un cuerpo de agua depende, fundamentalmente, de la capacidad nutritiva, o sea, de la productividad del agua. Esa productividad depende de la intensidad con que se realizan las actividades de síntesis orgánica y éstas dependen de la presencia de elementos fundamentales, sobre todo, para la fotosíntesis, es decir: la luz y las sales minerales. Un agua en que esas condiciones sean suficientes para permitir una alta productividad se denomina eutrófica; en cambio, cuando el cuerpo de agua es "pobre", se dice que es oligotrófico. Las actividades humanas llevan, en general, a un enriquecimiento o a una fertilización progresiva de las aguas, de tal manera que éstas, de oligotróficas pasan a eutróficas y el proceso ha recibido la denominación de eutrofización. Ese "abonamiento" de las aguas se hace directamente por la introducción de sales minerales nutrientes (principalmente sales de N, P, K) mediante los desagues industriales, o por efluentes de plantas de tratamiento de desagues domésticos, o, indirectamente, por la introducción de desagues orgánicos crudos, los cuales, por proceso de estabilización biológica (autopurificación) llevan a la formación de aquellas sales minerales. La eutrofización es benéfica desde un punto de vista de la biología de los cuerpos de agua, pues la población de peces depende de la existencia de alimento básico y los piscicultores procuran provocar ese fenómeno por la introducción de fertilizantes químicos. Pero, en relación a la utilización del agua para abastecimiento, el desarrollo intenso de microorganismos puede ser considerado nocivo. Además, el crecimiento de plantas acuáticas macroscópicas puede llevar a la formación de fango y provocar la disminución de la capacidad volumétrica o hasta la extinción completa de los lagos.

En Inglaterra, desde 1908, se conocen los efectos que la polución provoca en el desarrollo de las algas marinas - del género Ulva en los estuarios. Una parte de esas algas al morir, entran en descomposición, provocando la depresión del oxígeno disuelto, muerte de los peces y, por actividad anaerobia, la formación de olor desagradable y muy fuerte - (44).

Varios experimentos han demostrado que, de los elementos necesarios al desarrollo de las algas (tales como: azufre, potasio, magnesio, etc.) sólo el nitrógeno y el fósforo son limitativos generalmente (45) (46). Es decir, que la introducción experimental de esos dos elementos (y no de

los otros) es que provoca un aumento en la población de algas, o de algunas especies en particular (47). En efecto se sabe que, por lo menos en relación al nitrógeno (el cual es parte integrante de la molécula proteica) las necesidades manifestadas por el organismo son proporcionales a la concentración existente, del mismo elemento, en sus células. Las especies de algas más exigentes, con relación al nitrógeno son las verdeazuladas que provocan el fenómeno de floración de las aguas. De éstas, Microcystis aeruginosa tiene 55.58% de su peso seco formado de proteínas; Anabaena flos-aquae, 60.56% y Aphanizomenon flos-aqua, 62.80% (48).

Las cantidades de nitrógeno y fósforo minerales en las aguas naturales son, en general, muy pequeñas para atender a tan altas demandas. El nitrógeno proviene de la actividad de las bacterias nitrificadoras, a partir del amoníaco resultante de la descomposición de la materia orgánica nitrogenada. En zonas salitreras, el nitrato puede, provenir de las rocas, y, en terrenos abonados, de fertilizantes químicos. Además, el agua de lluvia puede contener pequeñas concentraciones de amoníaco o de ácido nítrico de la atmósfera, como resultado de la polución atmosférica industrial o de las descargas eléctricas de los rayos, que provocan la combinación química del hidrógeno con el nitrógeno atmosférico. Finalmente, algunas especies de algas verdeazuladas pueden fijar directamente el nitrógeno del aire disuelto.

El fósforo del agua proviene de las rocas fosfáticas (apatitas) o del suelo por transformación de los fosfatos en fosfitos, hipofosfitos y fosfina, por acción bacteriana, toda vía poco esclarecida (49). O también puede provenir de terrenos fertilizados químicamente. Pero, en el agua el fósforo con frecuencia es precipitado, por reacción con el fierro y en presencia de oxígeno disuelto, formando fosfato ferroso insoluble. Con todo, las principales fuentes de nitrógeno y de fósforo son los desagues domésticos. Estos desagues son, actualmente, aún más ricos en fósforo, debido al creciente uso de los detergentes sintéticos. En los Estados Unidos, la concentración de fósforo en los desagues domésticos ha duplicado en un período de 6 años, por ese motivo (50).

Todavía no se ha determinado cuál de los dos elementos (nitrógeno o fósforo) es el más importante desde el punto de vista de la eutrofización. Sawyer (46) ha observado, en varios lagos de Wisconsin, la formación de floración de las aguas cada vez que la concentración de fósforo inorgánico es superior a 0.01 mg/l y la del nitrógeno es superior a 0.3 mg/l (cuando las demás condiciones ambientales son favorables). Sin embargo, al realizar después experimentos de laboratorio con esas mismas aguas (50) ha podido constatar que al añadir al medio cierta cantidad de desagues domésticos de la cual habría eliminado el fósforo no habría aumento proporcional de algas. En cambio, siempre que agregaba el desague sin nitrógeno había fertilización. Eso le ha permitido llegar a la conclusión de que, aunque ambos sean indispensables, el fósforo puede ser limitativo y el nitrógeno no, pues éste es toma-

do directamente de la atmósfera por las algas verdeazuladas.

A su vez, Gerloff y Skoog (51) (52) han realizado experimentos de laboratorio determinando la cantidad de los dos elementos en las células de las algas para conocer cuales son, en realidad, sus necesidades reales. Después, han comparado los resultados obtenidos por ese procedimiento con los resultados del método de añadir al agua natural, compuestos como: nitratos, fosfatos, sales de fierro, etc. Han llegado a la conclusión de que el nitrógeno es el principal factor limitativo, pues la introducción de NO_3 , solamente, al medio, ha permitido una elevación de 10 veces en la producción de algas llegando éstas a una productividad de 64% en relación a la productividad máxima obtenida por la adición de $\text{NO}_3 + \text{PO}_4 + \text{Fe}$. En cambio, la introducción de PO_4 solamente, ha provocado una productividad de 6%.

Posiblemente los dos resultados no son antagónicos. En realidad el nitrógeno es el factor limitativo más importante pues, cuando se reduce su concentración, provoca limitación inmediata en la productividad de los lagos estudiados. Ello se debe al hecho de que las algas demandan cantidades mucho más grandes de nitrógeno que de fósforo y en las aguas naturales, aunque el fósforo esté presente en concentraciones más pequeñas que el nitrógeno, la desproporción no es tan marcada. La proporción encontrada por Sawyer, necesaria para una gran productividad, fué de $\text{N:P} = 30:1$ y el mismo investigador ha observado que la proporción entre los dos elementos en los desagües domésticos es de 8:1 (15 a 35 mg/l de N y 2 a 4 mg/l de P). Así se entiende que, aunque el fósforo esté presente en concentraciones muy inferiores a las del nitrógeno, hay, en las aguas polucionadas, un exceso del fósforo en relación al otro elemento. Así es como, cuando las algas presentes hayan consumido todo, o casi todo, el nitrógeno, la concentración de fósforo sería aún suficiente para mantener la floración (si nuevas cantidades de nitrógeno se hubieran introducido). Así, en las aguas naturales el fósforo puede ser considerado el principal factor limitativo; en las aguas fuertemente polucionadas por desagües domésticos, el factor limitativo más importante pasa a ser el nitrógeno. Sin embargo, el fósforo es más fácilmente controlado, pues el nitrógeno puede ser obtenido directamente del aire, por las bacterias y las algas verdeazuladas. Por ello es que, en los efluentes de plantas de tratamiento se busca, en general, controlar el fósforo y no tanto el nitrógeno.

Un ejemplo típico de eutroficación de las aguas es el observado en el embalse Billings, en Sao Paulo (Brasil), donde el agua es fertilizada por desagües crudos que, mediante un proceso de intensa autopurificación, llegan a producir concentraciones muy altas de nitrógeno y fósforo inorgánicos, con la intensa producción de algas verdeazuladas del género *Microcystis*. La autopurificación es muy acelerada, en este caso, por la intensa actividad fotosintética de las algas, que llega a producir 100 toneladas de oxígeno al día (53) (54). La eutroficación se puede medir en la práctica por incubación -a la

temperatura ambiente y luz adecuada- de muestras del agua, sembradas con cultivos de varios tipos de algas y por períodos de 2 a 3 meses. La materia biológica sintetizada se mide en peso seco (55). Otra manera de medir aproximadamente el grado de eutroficación es por medio de la productividad; se hace la determinación del oxígeno disuelto en botellas opacas y transparentes o, aún, por la concentración de clorofila o del fósforo y el nitrógeno en sus varias formas.

La técnica de las botellas es, en resumen, la siguiente: Una muestra de agua tomada en el cuerpo de agua se divide en 3 botellas. En la primera, se mide el oxígeno disuelto presente. Las otras dos son colocadas en el agua, a la misma profundidad a la que se ha recogido la muestra. Una de esas botellas debe ser transparente y la otra envuelta en una hoja de "papel de aluminio", opaca. Después de un período de tiempo variable entre 1 y 24 horas (éste depende de la cantidad de algas existentes, así como de otros factores que solamente la experiencia puede indicar) se sacan las botellas y se mide el oxígeno disuelto existente en las mismas. La concentración final de oxígeno en el frasco transparente representa el oxígeno inicial del agua (anterior a la incubación) aumentado del oxígeno producido por la fotosíntesis, menos el oxígeno que fué consumido por la respiración de los microorganismos presentes (DBO). La concentración final en el frasco opaco representa la concentración inicial, menos el oxígeno que fué consumido por la respiración. El frasco transparente contiene, pues, además de lo que contiene el opaco, el oxígeno producido por fotosíntesis. La DBO, en aquel espacio de tiempo, puede ser dada por la diferencia entre la concentración de oxígeno inicial y la del frasco opaco.

Para obtener el valor de la productividad real, es decir, la cantidad de carbono fijado por las algas en la fotosíntesis, se convierte la producción de oxígeno en producción de carbón (que es proporcional) mediante el factor de conversión:

$$d = \frac{c}{h} O_2$$

donde:

d = densidad normal del oxígeno = 1.42896

h = período de incubación, en horas = 1/2 h.; 1 h.; 24 h.

c = peso atómico del carbón = 12.011

O_2 = peso molecular del oxígeno = 32

el resultado se expresa en miligramos de carbón por litro por hora.

Según Sawyer (56) un miligramo de nitrógeno por litro de agua puede permitir la formación de 12 mg/l de organismos planctónicos y, por ello se tiene, también, una medida de la eutroficación. Pero esa medida sólo tiene significado en los lagos de clima templado, inmediatamente después del período de productividad mínima (comienzo de la primavera) y antes de que una cantidad grande de nitrógeno inorgánico haya sido

transformada en orgánico. Y no se debe olvidar la fijación del nitrógeno del aire por las algas verdeazuladas.

5.6. Indicadores Biológicos de la Polución.

Las consecuencias generales de la polución, para la vida acuática, son relacionadas a: a) toxicidad; b) reducción de la fuente de energía (en el caso de turbiedad y color que limitan la luz) o su aumento (por introducción de compuestos orgánicos nutrientes); c) reducción de la fuente de oxígeno. Sin embargo, esos efectos no tienen una acción indiscriminada sobre toda la flora y la fauna. Hay predominancia de un proceso de selección, según el tipo de respiración (aerobia o anaerobia), de nutrición (autotrófica o heterotrófica) o de resistencia y sensibilidad a los efectos físicos, tóxicos, etc. Los micronutrientes, es decir, los elementos que son demandados por los organismos, en cantidades imposibles de ser medidos, pueden ser responsables por las variaciones de especies o hasta cambios más grandes en la población acuática.

De modo general, puede decirse por ello, que el conjunto de especies que se encuentra refleja con precisión, las características ambientales existentes. La presencia de una especie indicadora de polución en forma aislada, sólo muy raramente puede caracterizar un ambiente, a no ser que esté representada por una población muy concentrada de individuos. Pero un conjunto de especies, todas conocidas como indicadoras de una misma condición, y la ausencia de otras especies puede formar un cuadro muy característico del ambiente ecológico. Este cuadro es el que se busca obtener por intermedio de los sistemas ecológicos de clasificación que se estudiarán más adelante.

Según Claassen (57) y también Patrick (13) las informaciones que se pueden obtener de los indicadores biológicos en conjunto, pueden compensar las siguientes deficiencias de los métodos químicos y bacteriológicos: a) Las determinaciones de DBO y recuentos bacteriológicos no demuestran la presencia de sustancias tóxicas; b) No se puede prever, por esos métodos, las consecuencias que un desague podrá provocar en la población biológica de un cuerpo de agua; c) Los análisis convencionales sólo permiten reconocer la presencia de materias polucionantes en el momento mismo de la polución y no después. Así, en los casos, muy frecuentes, de un desague intermitente sólo por los cambios provocados en el panorama biológico - sobre todo de los organismos que viven fijos - es que se puede saber de la existencia anterior de un elemento extraño, pues la comunidad biológica, una vez deshecha, lleva muchos meses para rehacerse.

Sin embargo, en esta clase de estudios, cada investigador debe buscar definir con precisión los objetivos buscados. Todos los cambios biológicos en un agua reflejan cambios de características ecológicas y, si no se tiene bien fijado el concepto de polución según el punto de vista económico, esté-

tico, sanitario o ictiológico, todos esos cambios serían considerados como polución, lo que no tiene interés práctico (58).

En general, desde el punto de vista sanitario, basado principalmente en la disminución de la concentración del oxígeno disuelto provocada por desagües orgánicos, las especies son clasificadas en categorías que representan las zonas de polución establecidas en el sistema de Kolkwitz y Marsson (59):

a) Zona Polisapróbia: El cuerpo de agua, en el punto donde recibe desagües orgánicos, tiene alta concentración de compuestos complejos y oxidables como: hidratos de carbono grasas, polipéptidos y, hasta aún, proteínas. La oxidación bioquímica que se inicia inmediatamente, por la actividad de los microorganismos donde predominan las bacterias, producen fuerte depresión de la concentración del oxígeno. Así, el ambiente polisapróbio es caracterizado por: poco (o hasta ningún, al menos en las regiones más profundas) oxígeno disuelto; gran población de bacterias; gran cantidad de compuestos orgánicos. En las regiones sin oxígeno (como en el fango del fondo, por ejemplo, o también en el agua) grandes poblaciones de microorganismos anaerobios (principalmente bacterias) y producción de compuestos no oxidables totalmente, como: metano, ácidos orgánicos y compuestos de olor desagradable: mercaptans, indol, escatol, hidrógeno sulfurado. El color es oscuro, con alta turbidez y producción de burbujas gaseosas. La fauna está formada de protozoarios anaerobios que pertenecen a pocas especies, pero que están representadas por un gran número. Bacterias del grupo coliforme, así como parásitos intestinales se pueden encontrar.

b) Zona Mesosapróbia alfa (o Mesosapróbia fuerte). En esta zona los compuestos complejos se hallan ya, oxidados parcialmente, pero también se pueden hallar los aminoácidos en concentraciones apreciables (por descomposición de las proteínas) y otros compuestos con alto contenido energético. La DBO ya no es tan grande y la mineralización resultante de los procesos oxidantes permite el apareamiento de los primeros organismos fotosintetizantes de las especies más resistentes a la polución y que necesitan ciertos compuestos orgánicos para su metabolismo. El oxígeno disuelto llega hasta el 50% de saturación. Las aguas son más transparentes por la oxidación del sulfato ferroso a óxido férrico el cual se deposita en el fondo, con el lodo orgánico y mineral. Ya no existe olor pronunciado. El número de bacterias es superior a 100,000 por ml de agua. Los protozoarios son muy abundantes, especialmente los ciliados de movimiento libre, que se alimentan de bacterias. Hay una gran población de gusanos rojos (tubícolas) y larvas de insectos resistentes a la depresión del oxígeno (chironomidae, sirfidae).

c) Zona Mesosapróbia beta (o Mesosapróbia débil). Los compuestos nitrogenados, por oxidación dan lugar a altas concentraciones de compuestos amoniacales, que son los que más caracterizan esa zona. El oxígeno disuelto es superior al

50% de saturación. Número de bacterias inferior a 100,000 por ml. Los ciliados de libre locomoción dan lugar a los ciliados fijos a substratos sólidos pues, éstos por su menor actividad, no necesitan ambientes de tan alto valor energético. Empieza a aparecer una variedad más grande de microorganismos y de macroorganismos.

d) Zona Oligosapróbia. Las aguas ya se presentan limpias, en esta zona. La materia orgánica fué totalmente descompuesta, el ambiente es transparente. Ya no existen los organismos que se alimentan con la materia de los desagües. Bacterias en número inferior a 100 por ml. El agua vuelve a sus características iniciales, pero mucho más rica desde el punto de vista biológico, pues las sales minerales que resultan de la estabilización provocan su eutroficación. El oxígeno disuelto puede sobrepasar a los valores de saturación, por la intensa fotosíntesis. El ambiente rico en oxígeno y en alimento básico permite la proliferación más intensa de rotíferos, crustáceos, insectos, moluscos, peces.

Los organismos que viven en aguas que no han recibido ninguna polución y son muy ricas en oxígeno disuelto, son llamados catarobios, en esta clasificación.

Han sido organizadas listas de organismos, clasificados según la zona o las zonas de saprobiedad donde son encontrados. Las listas originales, de Kolkwitz y Marsson (1908-1909) fueron revisadas por Lauterborn (1914-1917); por Kolkwitz (1950) y por Liebmann (1951 y 1962).

Las tentativas de aplicación de este sistema en estudios de la polución de lagos en Sao Paulo (Brasil) (60) (53) no han sido muy satisfactorios, pues, la caracterización del ambiente, cuando se hace en función de su concentración de oxígeno disuelto, no corresponde, en algunos casos, a la realidad desde el punto de vista sanitario. La extraordinaria proliferación de microorganismos clorofilados, en los lagos mencionados se debe a un intenso fenómeno de autoestabilización de los desagües crudos y es causa de una gran producción de oxígeno que, con frecuencia, llega a la supersaturación, aunque la DBO sea todavía alta. Eso indica que la capacidad de producción de oxígeno por las algas es muy superior a la capacidad de consumo respiratorio, en relación al tiempo. Así es como, en dichos lagos, con frecuencia se encuentran concentraciones de oxígeno de 246% en aguas con 55 mg por litro de DBO y con 540,000 coliformes por 100 ml, es decir, aguas con alto grado de polución debido a desagües domésticos. La clasificación, como oligosapróbios, de los organismos encontrados en esos ambientes puede llevar a conceptos erróneos, pues no se trata absolutamente de un ambiente estabilizado. La clasificación indica pues, que dichos organismos soportan ambientes saturados de oxígeno, pero nada indica con relación a la calidad sanitaria del cuerpo de agua. Sin embargo, si la clasificación fuera basada en un parámetro aislado, como la DBO o el índice coliforme, los resultados no serían mejores: aguas con poca DBO pueden, también, ser pobres en oxígeno disuelto;

aguas con pequeño número de bacterias coliformes pueden contener alta DBO o ausencia completa de oxígeno disuelto. En conclusión, ese sistema tiene valor, sin duda, desde el punto de vista ecológico, pero no tiene aplicación sanitaria. Refleja características que definen un medio desde el punto de vista de la polución pero en su sentido biológico y no en su sentido sanitario.

La siguiente, es la relación de las especies indicadoras más importantes, según el sistema de Kolkwitz y Marsson, revisado por Liebmann (59):

BACTERIAS: a) Zona Polisapróbia

<u>Streptococcus margaritaceus</u>	<u>Achromatium oxaliferum</u>
<u>Sarcina paludosa</u>	<u>Thiovolum Mulleri</u>
<u>Peloploca undulata</u>	<u>Thiocystis violacea</u>
<u>P. taeniata</u>	<u>Lamprocystis roseo-persicina</u>
<u>Spirillum undulans</u>	<u>Thiopedia rosea</u>
<u>Sphaerotilus natans</u>	<u>Chromatium okenii</u>
<u>Zooglea ramigera</u>	<u>Thiospira agilis</u>
<u>Peggiatoa alba</u>	<u>Pelogloea chlorina</u>
<u>Thiothrix nivea</u>	<u>Schmidlea luteola</u>
<u>Thioploca schmidlei</u>	<u>Chlorobacterium aggregatum</u>

ALGAS: a) Zona Polisapróbia

<u>Oscillatoria putrida</u>	<u>Anabaena constricta</u>
<u>O. chlorina</u>	<u>Euglena viridis</u>
<u>O. lauterbornii</u>	<u>Carteria multifilis</u>
<u>Spirulina yeneri</u>	<u>Polytoma uvella</u>

b) Zona Mesosapróbia alfa

<u>Oscillatoria formosa</u>	<u>Nitzschia palea</u>
<u>O. tenuis</u>	<u>Hantzschia amphioxys</u>
<u>O. brevis</u>	<u>Closterium leiblenii</u>
<u>O. princeps</u>	<u>C. acerosum</u>
<u>O. chalybea</u>	<u>Cosmarium botrytis</u>
<u>O. splendida</u>	<u>Chilomonas paramaecium</u>
<u>Phormidium uncinatum</u>	<u>Cryptomonas erosa</u>
<u>P. autumnale</u>	<u>Astasia klebsii</u>
<u>P. foveolarum</u>	<u>Chlamydomonas ehrenbergii</u>
<u>Stephanodiscus hantzschii</u>	<u>Gonium pectorale</u>
<u>Cyclotella meneghiniana</u>	<u>Spondylomorom quaternarium</u>

Navícula cryptocephala

N. viridula

b) Zona Mesosapróbia beta

Microcystis flos-aquae

M. aeruginosa

Gloeotrichia echinulata

G. natans

Nostoc linckia

N. carneum

Aphanizomenon flos-aquae

Anabaena flos-aquae

A. spiroides

Spirulina platensis

Oscillatoria redeckei

O. agardhii

O. rubescens

Melosira varians

M. granulata

M. italica

Diatoma vulgare

D. elongatum

Fragilaria crotonensis

F. construens

Synedra ulna

S. acus

Tabellaria fenestrata

Pediastrum boryanum

Ankistrodesmus falcatus var.
acicularis

Scenedesmus quadricauda

S. acuminatus

Selenastrum bibraianum

Dictyosphaerium pulchellum

Enteomorpha intestinalis

Coelosphaerium naegelianum

Chaetophora elegans

Asterionella formosa

Navícula rhynchocephala

Pinnularia viridis

P. major

Stauroneis phoenicenteron

Epithemia turgida

Gomphonema olivaceum

Rhoicosphenia curvata

Cymbella ventricosa

Bacillaria paradoxa

Nitzschia acicularis

N. stagnorum

Cymatopleura solea

C. elliptica

Surirella tenera

S. biseriata

S. ovata

Closterium parvulum

C. moniliferum

C. ehrenbergii

Spirogyra crassa

Microthamnion kutzingianum

Oedogonium capillare

Cladophora crispata

Vaucheria sessilis

Chantransia chalybea

Synura uvella

Uroglena volvox

c) Zona Oligosapróbia.

Phormidium inundatum

P. papyraceum

Microcoleus subtorulosus

Hapalosiphon fontinalis

Calothrix parietina

Cyclotella bodanica

C. comensis

Tabellaria flocculosa

Synedra acus var. angustissima

Cymbella cesati

Pinnularia nobilis

P. subcapitata

Surirella spiralis

Nitzschia linearis

Meridion circulare

Closterium lunula

C. diana

HONGOS: a) Zona Mesosapróbia alfa.

Leptomitum lacteus

Mucor racemosus

Fusarium aquaeductum

OTROS VEGETALES (Macroscópicos): a) Zona Oligosapróbia.

Fontinalis antipyretica

Cinclidotus aquaticus

Pellia fabeoniana

Myriophyllum alterniflorum

Callitriche autumnalis

Potamogeton natans

(musgos)

(hepática)

(vegetales superiores)

b) Zona Mesosapróbia beta.

Lemna trisulca

Potamogeton natans

Ceratophyllum demersum

Helodea canadensis

(vegetales superiores)

Staurastrum punctulatum

Euastrum oblongum

Micrasterias truncata

Spirogyra fluviatilis

Gloeococcus schroeteri

Ulothrix zonata

Microspora amoena

Draparnaldia glomerata

Bulbochaete murabilis

Rhizoclonium hieroglyphicum

Cladophora glomerata

Aerogropila profunda

Vaucheria debaryana

Lemanea annulata

Batrachospermum vagum

Chromulina rosanoffi

Mallomonas caudata

PROTOZOARIOS: a) Zona Polisapróbia.

Amoeba limax
Pelomyxa palustris
Bodo putrinus
Oicomonas mutabilis
Cercobodo longicauda
Trigonomonas compressa
Tetramitus pyriformis
Trepomonas agilis
T. rotans
Glaucoma scintillans
G. pyriformis
Urozona butschlii
Dexiotrichides centralis
Lembus pusillus
Metopus es
M. contortus

b) Zona Mesosapróbia alfa.

Bodo saltans
Anthophysa vegetans
Paramecium caudatum
Colpoda cucullus
Uronema marinum
Cyclidium lanuginosum
C. citrullus
Chilodonella uncinata
C. cucullatus
Lionotus fasciola
Amphileptus claparedei
Urotricha farcta

c) Zona Mesosapróbia beta.

Amoeba proteus
A. radiosa
A. verrucosa
Euglypha alveolata

Hexamitus inflatus
Mastigamoeba trichophora
Plagropyta nasuta
Lagynus elegans
Trimyema compressum
Hexotricha caudata
Enchelis vermicularis
Paramecium putrinum
Colpidium colpoda
Caenomorpha medusula
Saprodinium dentatum
Epalxis striata
Discomorpha pectinata
Pelodinium reniforme
Vorticella microstoma

Urocentrum turbo
Prorodon teres
Platynema sociale
Spirostomum ambiguum
Stentor coeruleus
Oxytricha fallax
Urostyla Weissei
Aspidisca lynceus
Vorticella convallaria
Opercularia coarctata
Carchesium polypinum
Podophrya fixa

Coleps hirtus
Stentor polymorphus
Halteria grandinella
Aspidisca costata

Actinosphaerium eichhornii
Paramecium bursaria
Didinium nasutum

Euplotes charon
Vorticella campanula

d) Zona Oligosapróbia

Acanthocystis turfacea
Diplosiga socialis
Nassula gracilis
Prorodon niveus
Frontonia acuminata
Dileptus anser

Halteria cirrifera
Strombidinopsis gyrans
Strombilidium gyrans
Vorticella nebulifera var. similis
Thuricola folliculata
Ophrydium versatile

GUSANOS: a) Zona Polisapróbia

Rotaria neptunia
Tubifex tubifex

b) Zona Mesosapróbia alfa

Herpobdella octoculata

c) Zona Mesosapróbia beta

Brachionus urceus
Monostyla lunaris
Stylaria lacustris
Dendrocoelum lacteum

d) Zona Oligosapróbia

Notholca longispina
Planaria gonocephala
P. alpina

CRUSTACEOS: a) Zona Mesosapróbia alfa

Asellus aquaticus

b) Zona Mesosapróbia beta

Canthocamptus staphylinus
Chydorus aphaericum

c) Zona Oligosapróbia

Simocephalus vetulus
Polyphenus pediculus
Leptodora kindtii
Bythotrephes longimanus
Holopedium gibberum

INSECTOS: a) Zona Polisapróbia.

Eristalis tenax

Chironomus thummi

b) Zona Mesosapróbia alfa

Stratiomys chamaeleon

c) Zona Mesosapróbia beta.

Cloeon dipterum

Habrophlebia lauta

Hydropsyche lepida

Potamanthus luteus

d) Zona Oligosapróbia.

Oligoneuria rhenana

Rithrogena semicolorata

Ecdyonurus fluminum

Perla bipunctata

Taeniopteryx seticornis

Helmis mauger

MOLUSCOS: a) Zona Mesosapróbia alfa.

Sphaerium corneum

b) Zona Mesosapróbia beta.

Ancylus fluviatilis

Pisidium cinereum

c) Zona Oligosapróbia.

Margaritina margaritifera

5.7. Influencia de la Polución sobre la Población de Peces.

Los más graves y los más conocidos efectos de la polución en el sentido ecológico, son los que se relacionan con la muerte de los peces. Este es un aspecto económico (así como también sanitario) del problema de la polución, pues la pesca en aguas interiores garantiza la subsistencia de un gran número de personas, además de ser un deporte muy desarrollado en algunos sitios. Además de la interferencia por compuestos tóxicos, ya mencionados en las páginas precedentes, el principal factor que limita el desarrollo de peces en los cuerpos de agua es la falta de oxígeno disuelto. Esa limitación está relacionada no solamente con la respiración de los peces adultos sino también con el desarrollo de sus huevos y éste es uno de los aspectos más importantes que debe tomarse en consideración.

Según Tarzwell (61) los criterios para el establecimiento de límites de oxígeno disuelto, en relación a la vida de los peces, deben basarse no tanto en el porcentaje de oxígeno con relación al valor de saturación, sino que más bien en valores absolutos del contenido de oxígeno, expresado en miligramos por litro. Sin embargo, la solubilidad de los gases en el agua decrece con la elevación de la temperatura y, además, la respiración de los peces (o sea, su consumo de oxígeno) aumenta con el calor del ambiente, según la ley de Van't Hoff.

Ciertos peces, como los salmonídeos en general, sólo pueden vivir en aguas que contienen más de 5 mg/l de oxígeno disuelto y sus huevos sólo se desarrollan en ambientes con 6 mg/l como mínimo. Para ciertas especies de truchas son indispensables concentraciones hasta de 7.6 mg/l y, por ello, esos peces sólo pueden vivir en aguas frías, que retienen concentraciones más altas de oxígeno. Sin embargo, hay peces menos sensibles, como por ejemplo, la carpa (Cyprinus carpio), que pueden soportar concentraciones entre 5 y 3 mg/l y, hasta de, 2 mg/l durante pocas horas. En Sao Paulo (Brasil) existe, en los ríos Pinheiros y Tiete, un pequeño pez de la especie Lebistes reticulatus en aguas que no contienen oxígeno disuelto, pero éstos viven casi todo el tiempo en las proximidades de la película superior del agua, la cual está siempre saturada de aire atmosférico. La resistencia de ese pez al ambiente anaerobio se debe al hecho de que su modo de reproducción es vivípara (es decir, que no poseen huevos), no existiendo, así, una fase inmóvil que no podría desplazarse en busca del oxígeno de la superficie (53).

Es importante resaltar el hecho de que los peces migratorios, que suben a las nacientes de los ríos para su reproducción no huyen de las zonas polucionadas, sino que, por el contrario, procuran atravesarlas en su migración. Pero si, estas zonas son muy extensas, se mueren por falta de oxígeno, o por intoxicación (61)(62). Por ello es que, en los ríos donde se quiere preservar la pesca, no se puede adoptar medidas limitativas de la polución solamente en las regiones más bajas del río, basada en la suposición de que la polución en las partes de aguas arriba será compensada por la autopurificación.

El nitrógeno amoniacal debe ser considerado, también como un importante elemento limitativo para la vida de los peces, y resultante de la polución con desagues orgánicos. En ciertas áreas polucionadas por desagues de las ciudades, se observan muertes de miles de peces en ambientes donde el oxígeno disuelto es todavía satisfactorio, pero donde las concentraciones de amoníaco llegan a las 5 mg/l o aún menos (entre 1.0 y 5.0 mg/l) (53).

Doudoroff y Warren (58) hacen resaltar el hecho de que la presencia de los peces en un agua puede no demostrar la ausencia de polución, pues pueden moverse rápidamente de un sitio a otro y soportar, por períodos breves, la presencia

de elementos nocivos. Pero la existencia de una población de peces, con un gran número de representantes en todas las etapas de su desarrollo (especialmente los huevos) sí es indicativa de la ausencia de polución reciente, pues la polución perjudica, por mucho tiempo a los factores importantes para su desarrollo y a la cadena biológica de alimentación. Sin embargo, hay fenómenos que no son fáciles de interpretar, como por ejemplo, la caída de la concentración del oxígeno provocada por el aumento de la temperatura que puede confundirse con la introducción de materia orgánica (DBO).

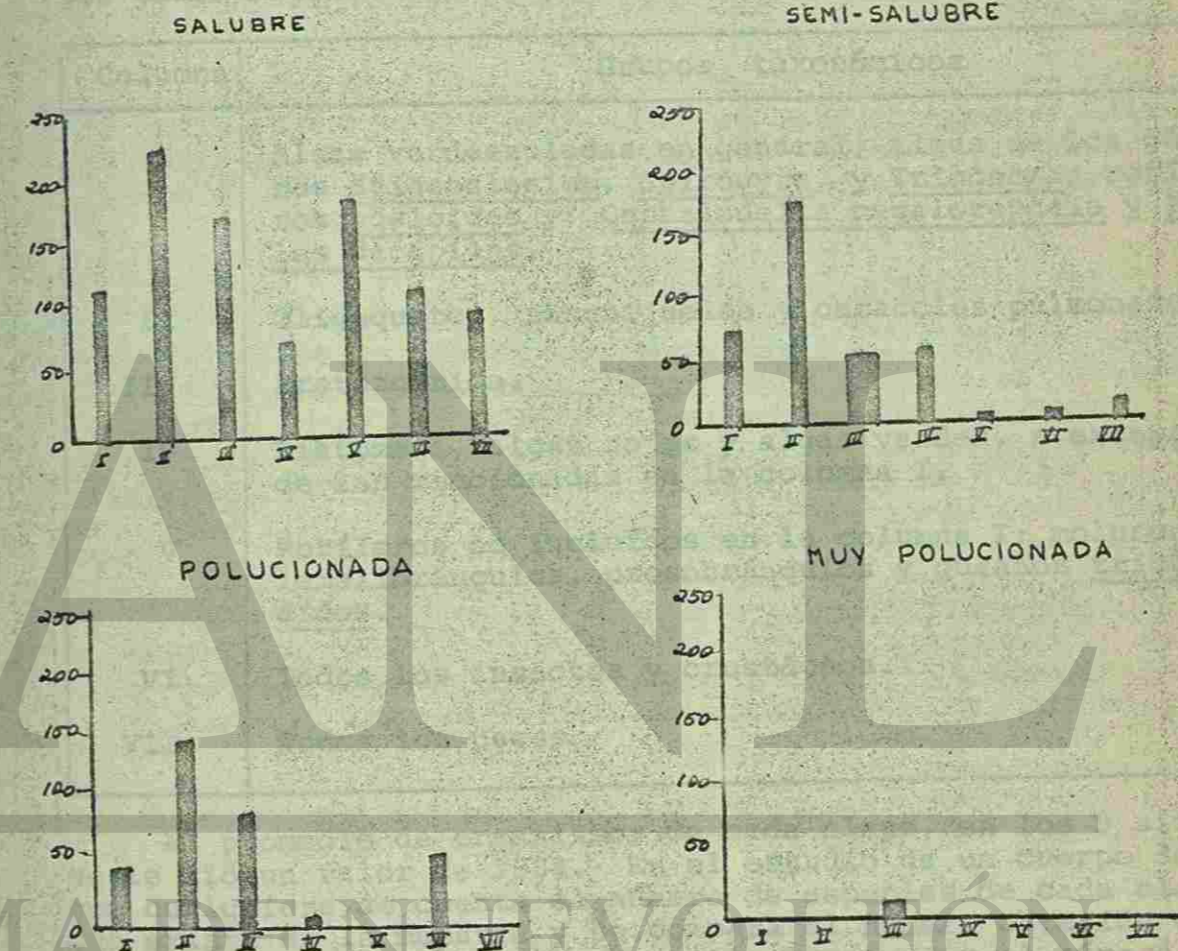
5.8. Sistemas Ecológicos de Clasificación de las Aguas.

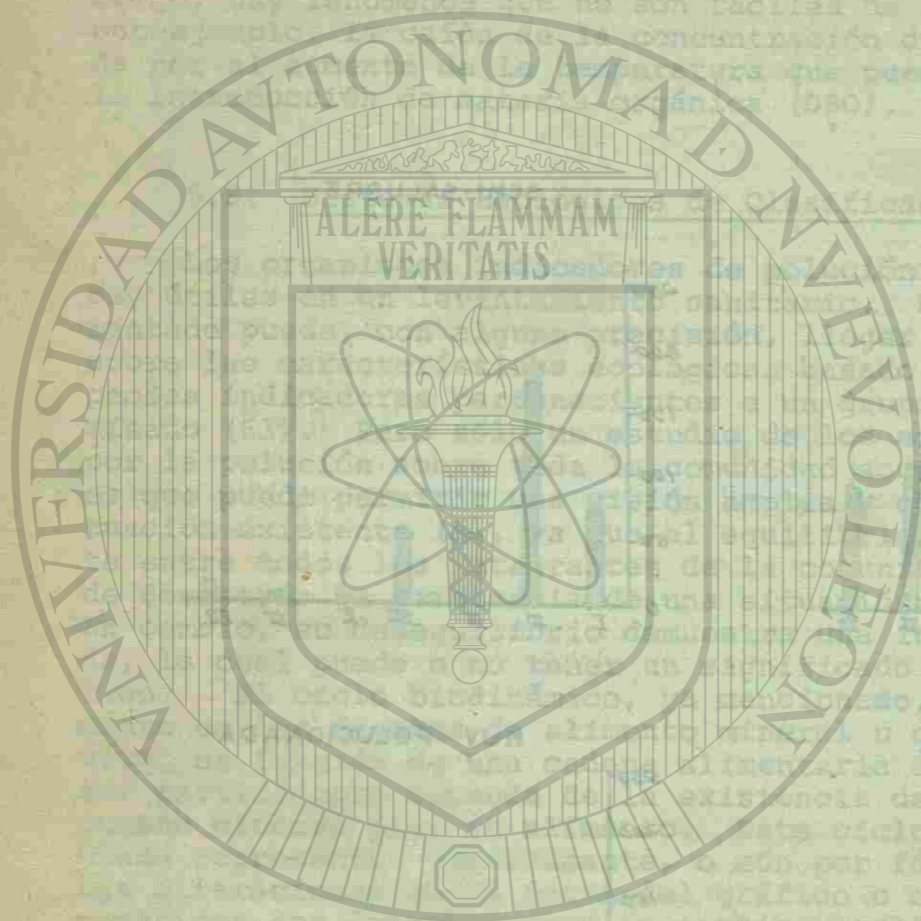
Los organismos indicadores de polución, aisladamente, son muy útiles en un levantamiento sanitario. Un biólogo experimentado puede, con alguna precisión, llegar a una conclusión sobre las características ecológicas basadas únicamente en especies indicadoras pertenecientes a un grupo biológico determinado (63). Pero sólo un estudio de los efectos producidos por la polución sobre toda la comunidad acuática, en conjunto es que puede permitir una visión amplia y completa de la situación existente (5), ya que el equilibrio biológico existente entre todos los integrantes de la comunidad es el que puede demostrar la existencia de una situación ecológica estable. En cambio, su desequilibrio demuestra una interferencia extraña, la cual puede o no tener un significado sanitario o práctico. El ciclo biodinámico, ya mencionado, basado principalmente en las fuentes de alimento mineral u orgánico, inerte o vivo, es función de una cadena alimentaria en la cual cada ser participante depende de la existencia de otro o de un compuesto mineral para su alimento. Este ciclo biodinámico se puede representar gráficamente, o aún por fórmulas numéricas. Las alteraciones en la forma del gráfico o en las variaciones numéricas son demostrativas de cambios ecológicos. Desde el punto de vista sanitario, todavía, es necesario seleccionar los cambios que tengan significado práctico. Esa posibilidad ha permitido la idealización de los sistemas ecológicos de clasificación de las aguas.

5.8.1. Sistema de Patrick (13) (64).

La bióloga americana, Ruth Patrick ha elaborado en 1949, un sistema basado en la medida de la alteración sufrida por el ciclo biodinámico natural. La investigadora ha tomado como punto de partida el hecho de que "en todo cuerpo de agua que no sea afectado por la polución existe una gran variedad de vida acuática" (63). Ella ha clasificado en la categoría de salubres a esas aguas y supone como universal el hecho de que la polución provoca, siempre, una disminución del número de especies y una gran proliferación de las pocas especies resistentes. Las aguas de polución mediana, son llamadas semi-salubres y las de polución acentuada polucionadas. A la cuarta categoría, muy polucionadas, pertenecen las aguas que se presentan tóxicas para la vida animal y vegetal. Hay una última clase de aguas, atípecas las que tienen característi-

SISTEMA DE PATRICK





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA

DIRECCIÓN GENERAL DE

cas no comparables a las que fueron tomadas como base en su trabajo. Esta base de trabajo se obtuvo por la selección de 9 sitios, en una región determinada, donde las aguas podían ser consideradas en condiciones naturales, o salubres por sus características químicas, bacteriológicas e hidrobiológicas. En estos 9 sitios se determinó el promedio del número de especies de cada grupo taxonómico. Los grupos taxonómicos fueron distribuidos en 7 columnas, en un histograma, según las condiciones ecológicas en que cada uno de ellos generalmente vive. Son, pues, columnas representativas de cada tipo de habitat acuático. Las columnas comprenden los siguientes grupos taxonómicos:

Columna	Grupos taxonómicos
I	Algas verdeazuladas en general; algas de los géneros <u>Stigeoclonium</u> , <u>Spirogyra</u> , y <u>Tribonema</u> ; rotíferos <u>bdeloides</u> y: <u>Cephalodella megaloccephala</u> y <u>Proales decipiens</u> .
II	Oligoquetos, sanguijuelas y caracoles pulmonados.
III	Protozoarios.
IV	Diatomeas, algas rojas y algas verdes, a excepción de las mencionadas en la columna I.
V	Rotíferos no incluidos en la columna I; moluscos lamelibránquios, prosobránquios y gusanos <u>tricládidos</u> .
VI	Todos los insectos y crustáceos.
VII	Todos los peces.

Al promedio de organismos de cada clase, en los 9 sitios se le dió un valor de 100%. En el estudio de un cuerpo de agua cualquiera, se cuenta el número de especies de cada clase que existe en la muestra y se compara el número obtenido con el correspondiente al valor de 100%, o sea, con el número promedio de las 9 aguas salubres tomadas como patrón. El resultado, expresado en porcentaje, representa la altura de la columna respectiva en el histograma.

Las aguas consideradas salubres son las que presentan, como organismos predominantes, las diatomeas y las clorofíceas Cladophora crispata y C. glomerata; hay una gran variedad de insectos y peces y muchas especies de protozoarios. Por ello, las columnas IV, VI y VII son mayores que el 50% mientras que las I y II varían mucho.

Las semi-salubres presentan el balance biodinámico un poco alterado, pero no destruido. Ciertas especies pueden estar representadas por un gran número de individuos y pueden ser

graficadas en el histograma como columnas de doble espesor. La columna VI ó VII es más pequeña que el 50% y la columna I ó II es más pequeña que el 100%. Otra posibilidad es que: la columna VI ó VII sea más pequeña que el 50% y las columnas I, II y IV sean más grandes que el 100% o, aún, que la columna IV tenga doble ancho.

En las aguas polucionadas, el balance ha sido destruído, favoreciendo al desarrollo de las columnas I y II. La columna VI ó VII (o ambas) no están presentes; las columnas I y II son mayores que el 50%. Otra posibilidad: las columnas VI y VII existen, pero con menos del 50% y las columnas I y II con el 100% o más.

En las aguas muy polucionadas, varios de los grupos pueden estar ausentes. Las columnas VI y VII no existen y la columna IV es menor que el 50%. O, también, las columnas VI y VII presentes, pero las columnas I y II más grandes que el 50%.

5.8.2. Sistema de Wurtz.

En 1955 Charles Wurtz ideó otro sistema gráfico (15), semejante al de Patrick en su forma de presentación, pero las columnas de los histogramas están formadas no por grupos taxonómicos sino más bien, por el modo de vida de los organismos. Son 5 columnas representativas de las 5 "formas básicas de vida" acuática:

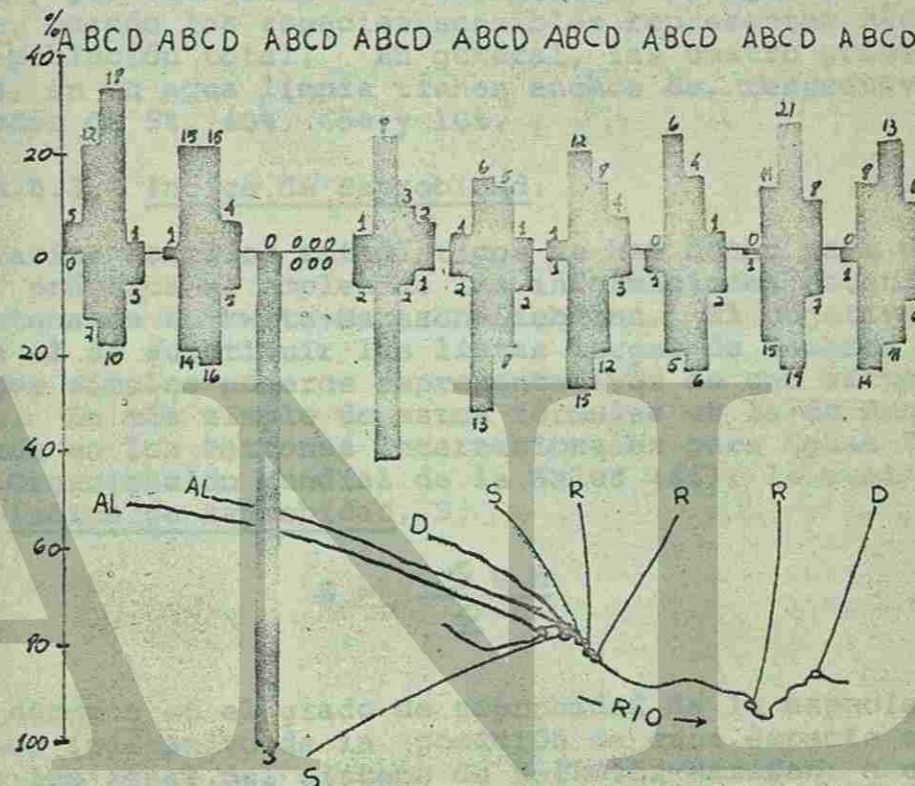
1. Organismos que viven parcial o totalmente enterrados. Ej: los gusanos tubícolas.
2. Organismos fijos a la superficie de un substrato sólido, por lo tanto de movimiento limitado. Ej: Ciliados fijos.
3. Organismos que caminan o se arrastran por el fondo, pero que rara vez nadan. Ej: larvas o ninfas de ciertos insectos.
4. Organismos limnéticos, es decir, que nadan activamente en el agua. Ej: peces.
5. Organismos planctónicos, es decir, que no tienen movimiento propio o, aunque lo tengan, su desplazamiento es provocado por el movimiento del agua. Ej: flagelados, ciliados, algas no fijas.

Cada uno de los grupos posee especies sensibles y no sensibles a la polución. Las 5 columnas correspondientes tienen una línea horizontal que las divide de tal manera que las especies sensibles están ubicadas por encima de la línea y las especies resistentes por debajo. La longitud de las columnas está dada por el porcentaje de especies del respectivo grupo, en relación al número total de especies encontradas. Así, por ejemplo, si fueran clasificadas 70 especies

SISTEMA DE WURTZ

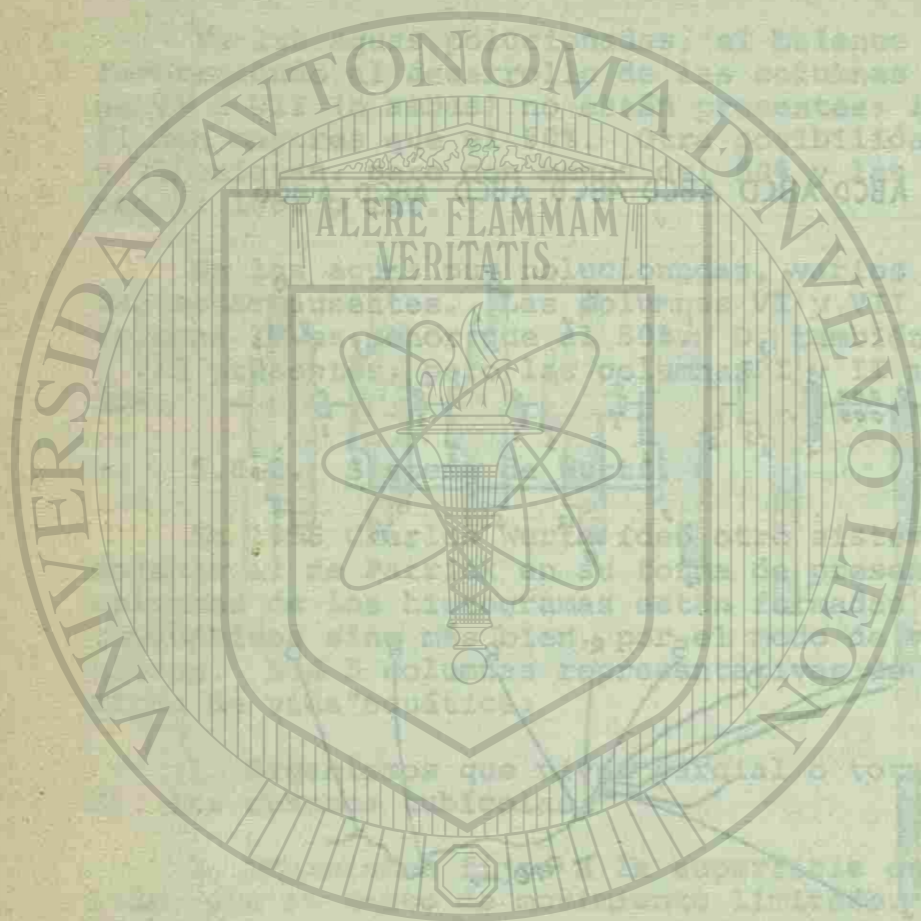
ESPECIES SENSIBLES

ESPECIES RESISTENTES



AL - Aguas Limpias
S - Septico
D - Degradación
R - Recuperación

A - Organismos que comen lodo
B - " fijos
C - " que rastrean
D - " que nadan



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

en el cuerpo de agua y, de éstas 14 fueran fijas resistentes y 7 fijas sensibles la segunda columna tendría una longitud de 30%, con 20 por debajo de la línea media y 10% por encima. Si, en otra agua u otro punto del mismo río, se encontrara sólo 2 especies, siendo las 2 de gusanos tubícolas resistentes a la polución, el histograma sólo tendría una columna (la primera) con una longitud de 100%, toda por debajo de la línea transversal.

La interpretación del histograma se hace en función de la proporción existente entre el ancho de las columnas por encima y por debajo de la línea media. El agua se considera limpia, cuando las especies sensibles representan más del 50% de la población total. En general, las cuatro primeras columnas, en un agua limpia tienen anchos de, respectivamente, alrededor de 5%, 40%, 45% y 10%.

5.8.3. Índice de Saprobiad.

Varios estudios estadísticos se han hecho para darle utilidad práctica al empleo de las informaciones obtenidas por el sistema de Kolkwitz-Marsson-Liebmann. El objetivo principal es el de substituir las listas largas de nombres de especies por simples números representativos de una situación ecológica. La más simple de estas fórmulas es la de Pantle-Buck, indicada en los Patrones Internacionales para Aguas Potables, de la Organización Mundial de la Salud (66), la cual establece el índice de saprobiad, S:

$$S = \frac{\sum s \cdot h}{\sum h}$$

donde s es el grado de saprobiad de la especie, o sea, un valor indicativo de la posición de cada especie en relación a las zonas del sistema de Kolkwitz-Marsson; h es la frecuencia con que cada una de las especies aparece en el ambiente estudiado. Son utilizados los siguientes grados numéricos:

Organismos oligosapróbios	: s = 1
organismos mesosapróbios beta	: s = 2
organismos mesosapróbios alfa	: s = 3
organismos polisapróbios	: s = 4
especies halladas sólo accidentalmente:	h = 1
especies halladas con frecuencia	: h = 3
especies halladas con abundancia	: h = 5

Después de calcular el índice de saprobiad, la correlación con las zonas de polución se obtiene mediante la tabla:

Grados de polución	S
Zona Oligosapróbia	1.0 - 1.5
Zona Mesosapróbia beta	1.5 - 2.5
Zona Mesosapróbia alfa	2.5 - 3.5
Zona Polisapróbia	3.5 - 4.0

5.8.4. Sistema de Beck.

El sistema formulado por William Beck, en 1954 (67) está también expresado por una relación matemática que puede indicar las condiciones ecológico-sanitarias del cuerpo de agua. Representa además, una posibilidad para la clasificación del cuerpo de agua en una escala continua, en grados; así como las variaciones químicas y bacteriológicas que pueden estar expresadas en mg por litro y en número más probable.

El método se basa solamente en animales invertebrados macroscópicos: insectos, crustáceos, moluscos y gusanos. Estos están divididos en dos clases, según su tolerancia a la polución. A la clase I pertenecen todas las especies que soportan solamente polución muy débil. La clase II está formada por las especies que soportan polución acentuada pero no condiciones anaerobias. La fórmula a ser aplicada es la siguiente:

$$2 (n \text{ clase I}) + (n \text{ clase II}) = \text{índice biótico}$$

donde n es el número de especies.

El índice es definido por Beck como un valor basado en los resultados biológicos indicativos del grado de pureza del cuerpo de agua (sólo con relación a la polución orgánica). El índice puede variar entre 0 y 40, y el valor mínimo aceptable para aguas limpias es 10. El agua fuertemente polucionada puede tener índice biótico cero; los valores entre 1 y 6 son de polución moderada. Se pueden construir, con estos números gráficos representativos de la situación de un río.

5.9. Referencias.

- (1) Coulson & Forbes, 1952. The Law of Waters and Land Drainage, 6th, ed., Sweet & Maxwell Ltd., E.U.A.
- (2) Hynes, H.B.N., 1960. The Biology of Polluted Waters. Liverpool University Press.
- (3) Klein, L., 1957. Aspects of River Pollution. Butterworths Scientific Publications, Inglaterra.
- (4) Lei N°3068, de 14 de julho de 1955, de Sao Paulo. Revista D.A.E., 16 (26): 94, Brasil.
- (5) Hawkes, H.A., Biological Aspects of river pollution. In Aspects of River Pollution, by L. Klein: 191-215 Butterworths Scientific Publications, Inglaterra.
- (6) Paré, A., 1960. La classification des eaux suivant leur origine. XXII Livre de la Peste, cap. XXIII. Transcrito na revista L'Eau, 47: 271, Francia.
- (7) Capocchi, J., 1956. Padroes de potabilidade da água. Revista D.A.E., 17 (27): 39-58, Brasil.
- (8) Branco, S.M., 1965. Poluicao e Contaminacao. Revista D.A.E., 26 (57): 41-45, Brasil.
- (9) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 11th. ed., 1960. A.P.H.A.; A.W.W.A.; W.P.C.F.; E.U.A.
- (10) McKinney, R.E., 1962. Microbiology for Sanitary Engineers McGraw-Hill Book Company, Inc., E.U.A.
- (11) Wisniewski, T.F., 1957. Algae and their effects on dissolved oxygen and biochemical oxygen demand. In Seminary on Oxygen Relationships in Streams, 1. Proceedings Cincinnati, Robert A. Taft Sanitary Engineering Center, 1958: 157, E.U.A.
- (12) Branco, S.M., 1960. Os sais minerais como fatores de poluicao. Revista D.A.E., 21 (36): 49-51, Brasil.
- (13) Patrick, R., 1950. Biological measure of stream conditions. Sewage and Industrial Wastes, 22 (926-938, E.U.A.)
- (14) Fogg, G.E., 1953. The Metabolism of Algae. Methuente Co.
- (15) Provasoli, L., 1961. Micronutrient and heterotrophy as possible factor in bloom production in natural waters. Algae and Metropolitan Wastes: 56-60, E.U.A.
- (16) Branco, S.M., 1960. Observacoes sobre o comportamento de peixes em presença de certos compostos metálicos dissolvidos em água. Revista D.A.E., 21 (37) : 37-41, Brasil.
- (17) Ware, G.C. & Painter, H.A., 1955. Bacterial utilization of cyanide. Nature, 175: 900, Inglaterra.
- (18) Branco, S.M. & Skwortzow, B. (sin publicar).
- (19) Branco, S.M., 1961. Biología das represas do Alto Cotia. I-Influencia da cor das águas na populacao algológica das represas de Pedro Beicht e da Cachoeira da Graca. Revista D.A.E., 22 (41): 51-55, Brasil.
- (20) Palmer, C.M., 1959. Algae in Water Supplies. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (21) Wilson, J.N., 1957. Effects of turbidity and silt on aquatic life. Biological Problems in Water Pollution: 235-239, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.

- (22) -Lackey, J.B., Morgan, G.B. & Hart, O.H., 1959. Turbidity effects in natural waters in relation to organisms and the uptake of radioisotopes. Proc. of the Sixth Industrial Wastes Conference, Ontario Water Resources Commission, Canada.
- (23) Ingram, W.M. & Towne, W.W., 1959. Stream life below industrial outfalls. Public Health Reports, 74: 1059-1070. E.U.A.
- (24) Arnold, G.E., 1962. Thermal pollution of surface supplies. Journal American Water Works Assn., 54: 1332-1346. E.U.A.
- (25) Doudoroff, P. & Katz, M., 1950. Critical review on toxicity of Industrial wastes and their components to fish. I-Alkalies, acids and inorganic gases. Sewage and Industrial Wastes, 22: 1432-1458, E.U.A.
- (26) Jones, J.R.E., 1957. Fish and river pollution. In Aspects of River Pollution, by L.Klein, pp. 159-190. Butterworths Scientific Publications, Inglaterra.
- (27) Ingram, W.M., 1957. Use and Value of biological indicators of pollution: fresh-water clams and snails. Biological Problems in Water Pollution: 94-135, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (28) Henderson, C.; G.C. & Palnge, R.G., 1956. Effects of low-level radiocativity in the Columbia River. Public Health Reports, 71: 6-14, E.U.A.
- (29) Shubert, J. & Lapp, R.E., 1960. O Perigo das Radiacoes. IBRASA, Sao Paulo, Brasil.
- (30) Abbot, J.D. et al., 1960. Natural radioactivity in West Devon Water Supplies. The Lancet, 2:1272-1274, E.U.A.
- (31) Klein, L., 1966. River Pollution. I-Control. Butterworths Scientific Publications, Inglaterra.
- (32) Matisse, G., 1951. A la Source des Phenomenes Vitaux Vers une Biothermodynamique. Hermann & Co., Francia.
- (33) Alexander, M., 1964. Microbiology of pesticides and related hydrocarbons. Principles and Applications in Aquatic Microbiology (Heukelekian, H.; Dondero, N.C.): 15-42, John Wiley & Sons, E.U.A.
- (34) Sawyer, C.N., 1960. Chemistry for Sanitary Engineers. McGraw Hill, Book Co., E.U.A.
- (35) Karbe, J.A., 1967. Nossos rios sao cloacas. Crimes contra a Natureza (ed. Netzer, H.J.) Melhoramentos, Sao Paulo, Brasil

- (36) Doudoroff, P.; Katz, M. & Tarzwell, C.M., 1953. Toxicity of some organic insecticides to fish. Sewage and Industrial Wastes, 25: 840-844, E.U.A.
- (37) Carson, R., 1964. Primavera Silenciosa. Edicoes Melhoramentos, Sao Paulo, Brasil.
- (38) Shaut, G.C., 1939. Fish catatrophes during droughts. Journal American Water Works Assn., 31: 771-822, E.U.A.
- (39) Bartsch, A.F., 1948. Biological Aspects of Stream Pollution. Sewage Works Journal, 20: 292-302. E.U.A.
- (40) Gaufin, A.R., 1957. The use and value of aquatic insects as indicators of organic enrichment. Biological Problems in Water Pollution: 136-143, U.S Department of Health Education, and Welfare, E.U.A.
- (41) Jackson, H.W., 1959. Oxygen relationships in polluted waters Plankton Identification and Control. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (42) Doudoroff, P. & Katz, M., 1953. Critical review of literature on the toxicity of industrial wastes and their components to fish. II- The metals, as salts. Sewage and Industrial Wastes, 25: 802-839, E.U.A.
- (43) Doudoroff, P., 1956. Some experiments on the toxicity of complex cyanides to fish. Sewage and Industrial Wastes, 28: 1020-1040, E.U.A.
- (44) Lackey, J.B., 1958. Effects of fertilization on receiving waters. Sewage and Industrial Wastes, 30: 1411-1415, E.U.A.
- (45) *
- (46) Lackey, J.B. & Sawyer, C.N., 1945. Plankton productivity of certain south-eastern Wisconsin Lakes as related to fertilization. I- Surveys, Sewage Works Journal, 17: 573-585, E.U.A.
- (47) Lackey, J.B., 1945. Plankton productivity of certain south-eastern Wisconsin Lakes as related to fertilization. II- Productivity. Sewage Works Journal, 17: 795-802, E.U.A.
- (48) Prescott, G.W., 1960. Biological disturbances resulting from algal populations in standing waters. The Ecology of Algae: 22-37, E.U.A.
- (49) Hutchinson, G.E., 1957. A Treatise on Limnology, Vol L. John Wiley & Sons, E.U.A.

- (50) Sawyer, C.N. 1952. Some aspects of phosphates in relation to lake fertilization. Sewage and Industrial Wastes, 24: 768-776, E.U.A.
- (51) Gerloff, G.C. & Skoog, F., 1954. Cell contents of nitrogen and phosphorus as a measure of their availability for growth of Microcystis aeruginosa. Ecology, 35: 348-354, E.U.A.
- (52) Gerloff, G.C. & Skoog, F., 1957. Nitrogen as limiting factor for the growth of Microcystis aeruginosa in Southern Wisconsin Lakes. Ecology, 38: 556-561, E.U.A.
- (53) Branco, S.M. 1966. Estudo das Condições Sanitárias da Repre Billings. Arquivos da Faculdade de Higiene e Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 20 (1): 57-86 São Paulo, Brasil.
- (54) Azevedo, P.; Kawai, H.; Vaz, J.O., 1967. Estudo da limnologia e poluição da represa do rio das Pedras, para posterior avaliação de sua produção piscícola. Revista D.A.E., 27: (66): 47-76, São Paulo, Brasil.
- (55) Oswald, W.J. & Golueke, C.G., 1965. Eutrophication Trends in the United States, A. Problem? (mimeografiado), E.U.A.
- (56) Sawyer, C.N., 1966. Basic Concepts of Eutrophication. Journal Water Pollution Control Federation, 38: 735-744, E.U.A.
- (57) Claassen, P.W., 1932. The biology of stream pollution. Sewage Works Journal, 4: 165-172, E.U.A.
- (58) Doudoroff, P. & Warren C.E., 1957. Biological indices of water pollution with special reference to fish populations. Biological Problems in Water Pollution: 144-163. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (59) Liebmann, H., 1962. Handbuch der Frischwasser-und Abwasserbiologie. Vol. I e II. R.Oldenbourg, Munique, Alemanha.
- (60) Branco S.M., 1964. Sobre a Utilização de Microorganismos Flagelados como Indicadores de Poluição. Tese de Concurso à Docência-Livre na Disciplina de Hidrobiologia (Elementos de Biologia) do Departamento de Parasitologia da Faculdade de Higiene e Saúde Pública da Universidade de São Paulo. (Mimeografia), São Paulo, Brasil.
- (61) Azevedo, P., 1954. Rio Tiete - matadouro de peixes. Notas Agrícolas, 9. São Paulo, Brasil.
- (62) Bergamim, F., 1954. Morte de peixes nos rios. Piracema e poluição. Notas Agrícolas, 9. São Paulo, Brasil.
- (63) Patrick, R., 1953. Aquatic organisms as an aid in solving disposal problems. Sewage and Industrial Wastes, 25: 210-214, E.U.A.
- (64) Lackey, J.B., 1957. Protozoa as indicators of the ecological condition of a body of water. Biological Problems in Water Pollution: 50-59. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (65) Wurtz, C.B., 1955. Stream biota and the stream pollution. Sewage and Industrial Wastes, 27: 1270-1278, E.U.A.
- (66) World Health Organization, 1963 - International Stands for Drinking Water - Genebra.
- (67) Beck Jr., W.M., 1955. Suggested method for reporting biotic data. Sewage and Industrial Wastes, 27: 1193-1197, E.U.A.
- (45)* Sawyer, C.N., 1944. Biological engineering in sewage treatment. Sewage Works Journal, 16: 925-935, E.U.A.

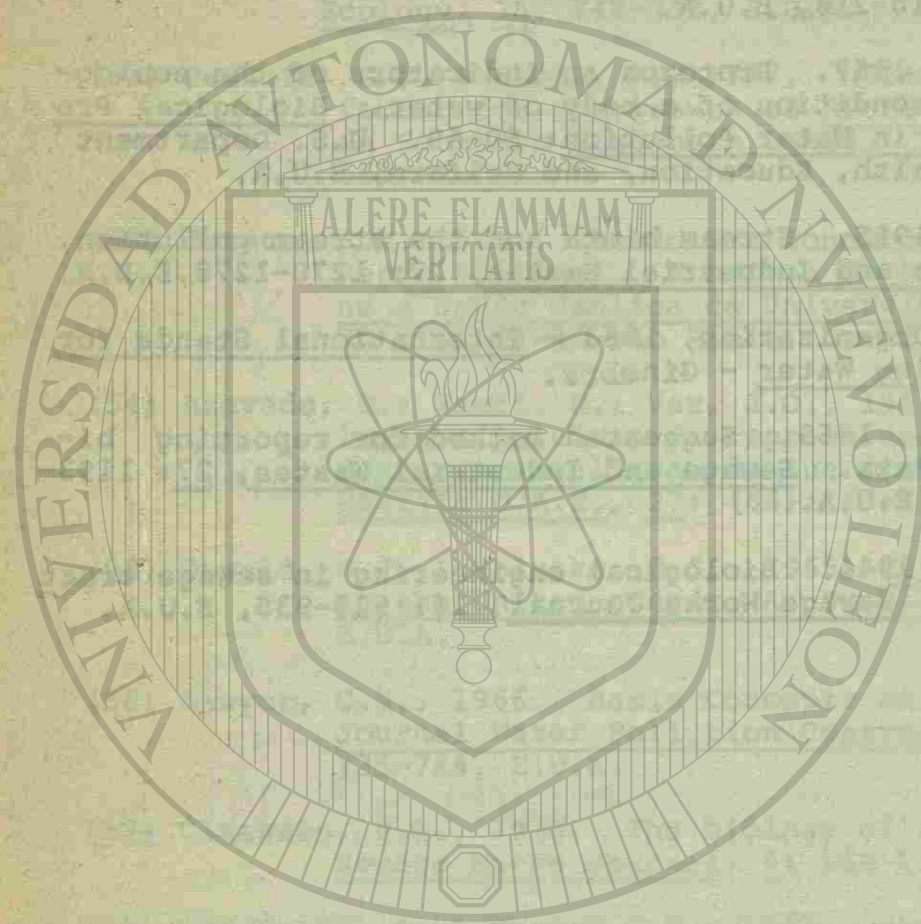
6.1. Introducción.

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

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

6.2. Autopurificación de los Cursos de Agua.

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



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA

DIRECCIÓN GENERAL

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

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

6.2.1. Factores que Intervienen en el Proceso.

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

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

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

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

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

de cuya integración resulta:

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

donde D es el déficit de saturación del oxígeno disuelto en agua en determinado punto; t es el tiempo de recorrido entre dos puntos, en el curso de agua; k₁ es el llamado coeficiente de desoxigenación; k₂, coeficiente de aireación; L_a, la concentración inicial de DBO; D_a el déficit inicial de saturación de oxígeno.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

6.2.3. Obtención de las Constantes de Reoxigenación.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Así, cuando hay luz,

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

$$U = \phi V$$

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

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

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

siendo S la pendiente del canal.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

6.2.5. Coeficiente de Destrucción de Bacterias.

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

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

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

6.2.6. Zonas de Autopurificación.

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

caracterizadas por diferentes concentraciones de materia orgánica, oxígeno, etc. Se observa que la polución disminuye con el transcurso del tiempo o con la extensión recorrida por la corriente, gracias a la oxidación biológica que en ella se verifica y a la restauración del oxígeno disuelto, promovida por la aireación superficial o por la actividad de los organismos fotosintetizantes. Así, las sucesivas zonas de Kolkwitz-Marsson pueden reconocerse como regiones caracterizadas por los diferentes grados de autopurificación del curso de agua.

De acuerdo con Suter y Whipple (18), pueden reconocerse cuatro zonas de autopurificación a lo largo de un curso de agua que recibe una fuerte contribución en desagües: zona de Degradación, zona de Descomposición Activa, zona de Recuperación y zona de Aguas Limpias. Las zonas de degradación y de descomposición activa son denominadas por Suter, respectivamente: zona de Polución Reciente y zona Séptica, sin embargo, las denominaciones dadas por Whipple son las consagradas por el uso.

a) Zona de Degradación. En el punto en que se produce el lanzamiento de los residuos orgánicos, el agua se vuelve inmediatamente muy turbia, de color ceniciento, habiendo formación de depósitos de partículas en el fondo. En este punto la descomposición aún no tiene inicio o se produce en pequeña escala, pudiendo encontrarse oxígeno disuelto en cantidad suficiente para permitir la vida de muchos peces que allí afluyen en busca de partículas que les sirvan de alimento. Luego, se inicia la proliferación bacteriana originando una enorme población constituida por bacterias aerobias que se alimentan de esa materia orgánica, utilizando para su oxidación o respiración, el oxígeno disuelto en el medio, el cual comienza a reducirse hasta 40% de saturación o sea, cerca de 3.5 mg/l, en época de calor. En este punto se inicia la zona siguiente. El contenido de anhídrido carbónico sigue una curva inversa a la del oxígeno: es tanto mayor cuanto menos OD haya. El contenido de compuestos nitrogenados complejos es también elevado. Proteínas y otras formas de nitrógeno orgánico existen en el punto de lanzamiento pero son luego oxidados, dando lugar al amoníaco que crece, progresivamente, en concentración. La demanda bioquímica de oxígeno, producida por todo este material orgánico en descomposición, alcanza un máximo en el punto donde se produce el lanzamiento, disminuyendo enseguida. Bacterias coliformes están presentes en densidades que pueden ser medidas en decenas de millares por ml. Las bacterias de vida libre, de los desagües, alcanzan también, cifras máximas en esta primera zona, siendo comunes las concentraciones de centenas de millares por ml de agua. Pueden formarse densas masas de *Sphaerotilus*. Alcanzan también un auge de desarrollo los hongos que, de la misma forma que las bacterias, dependen de la presencia de materia orgánica en el medio, para su nutrición, así como de oxígeno disuelto (las formas aerobias) para su respiración, actuando, pues, del mismo modo que aquellas, en el sentido de promover la autopurificación. Son igualmente abundantes algunos protozoarios, como ciertas for-

mas de ciliados coloniales que alcanzan números superiores a 100,000 por centímetro cúbico (Ej: géneros *Vorticella*, *Epistylis* y *Carchesium*). Las algas son raras, sea en virtud de la falta de luz, cuya penetración está limitada por la excesiva turbiedad, sea por causa de la presencia de sustancias tóxicas para las mismas, que se originan de la descomposición del desague, o también, por la falta de oxígeno durante la noche (cuando no lo producen por fotosíntesis) imposibilitando su respiración. Pocos géneros pueden, sin embargo, ser encontrados en las regiones más favorables, en la superficie, en las márgenes o sobre piedras y pedazos de madera que no están totalmente sumergidos: *Stigeoclonium*, *Oscillatoria*, *Phormidium*. En aguas que no tengan gran velocidad, comienzan a aparecer gusanos tubificídeos en gran número, en el fondo.

b) Zona de Descomposición Activa. Esta zona solamente se puede reconocer en aguas que reciben una fuerte carga de desagües. Se caracteriza por presentar acentuado color ceniza y depósitos de lodo oscuros, en el fondo, con fuerte mal olor. En la porción mediana de esta zona, el oxígeno disuelto puede ser totalmente consumido por las bacterias, hongos y otros organismos aerobios, creándose condiciones de anaerobiosis en todo el cuerpo de agua o, por lo menos, en los puntos de mayor concentración de lodo orgánico. Después, también en esta zona satisfecha la mayor parte de la demanda de oxígeno, éste aparece hasta alcanzar el 40% de saturación, iniciándose, entonces, la zona siguiente. En ese punto desaparece, por consiguiente, la vida aerobia, surgiendo en su lugar una flora y una fauna constituidas por organismos capaces de respiración intramolecular, lo que da origen al desprendimiento de burbujas que contienen gases tales como metano, hidrógeno sulfurado, y otros, responsables del mal olor característico del ambiente séptico. El nitrógeno se encuentra en gran cantidad, también en forma orgánica, pero predominantemente en la forma de amoníaco que puede iniciar su oxidación a nitritos.

El número de bacterias, ya sea del grupo coliforme, o de las especies patógenas, disminuye rápidamente, en el transcurso de esta zona. Especialmente en el caso de las bacterias patógenas y fecales en general; esa reducción puede estar influenciada por la presencia de Bacteriófagos, o virus que parasitan bacterias, habiendo sido ya observado, en 1896, por Hankin, que el agua filtrada del río Jumna ejercía acción antiséptica sobre las bacterias agentes del cólera (19) (20). Trabajos más recientes han demostrado que las aguas de desagües son muy ricas en bacteriófagos destructores de los bacilos disentéricos, tíficos, paratíficos *Clostridium* y otros patógenos además del *Escherichia coli*. Con éste, existen muchos otros factores responsables de la purificación bacteriana: la luz, la precipitación de partículas que arrastran bacterias para el fondo, floculación para formar partículas mayores y adsorción, presencia de oxígeno (que es un elemento tóxico para muchos organismos de vida anaerobia), así como la falta de sustancias nutritivas, para las bacterias de vida libre. En la región de esta zona de completa -

ausencia de oxígeno, la flora bacteriana aerobia es totalmente sustituida por la flora anaerobia, sucediendo lo mismo con la fauna. El número de protozoarios se eleva en el transcurso de esta zona, así como también el de gusanos tubificídeos y larvas de insectos resistentes a la falta de oxígeno, tales como los sirfídeos, que obtienen oxígeno de la atmósfera, por medio de su largo sifón respiratorio, y los quironómídeos que reservan oxígeno químicamente combinado con la hemoglobina. Todos estos, sin embargo, de vida aerobia, así como las bacterias filamentosas del género *Sphaerotilus*, los hongos, etc., desaparecen en la porción anaerobia de la zona de descomposición activa, para reaparecer nuevamente donde el oxígeno vuelve a elevarse.

c) Zona de Recuperación. La zona de recuperación presenta una secuencia inversa a la de la zona de degradación. Se inicia en el punto en que el oxígeno disuelto alcanza el 40 % de saturación y se extiende hasta la región en que el contenido inicial de oxígeno, característico de las aguas limpias, se restablece. A medida que la demanda de oxígeno producida por la presencia de materia orgánica se va satisfaciendo, con la destrucción de ésta, comienza a haber un saldo de ese gas que constantemente es introducido en el curso de agua por la atmósfera, a través de la superficie o por organismos fotosintetizantes que ya allí proliferan en número cada vez más grande. Las aguas ya se presentan mucho más claras y los depósitos que se sedimentan en el fondo tienen una textura más granulada y no tan fina, sin presentar desprendimiento de gases o mal olor. Entre los compuestos de nitrógeno, predominan las formas más oxidadas: nitritos y nitratos, pudiéndose también encontrar amoníaco. Esta es la zona de mineralización por excelencia. Así los compuestos de nitrógeno, también los de fósforo, azufre, etc., son oxidados hasta transformarse en sustancias estables, como fosfatos y sulfatos. Esto permite una fertilización del medio que facilita el mayor desarrollo de vegetales fotosintetizantes, como algas u otras plantas que, a su vez, constituyen alimento adecuado para toda la serie de animales microscópicos que habitan las aguas dulces.

El número de bacterias es bastante reducido. El número de protozoarios que se alimentan de bacterias entra, también, en declinio. Surgen, como ya se dijo, las primeras algas que luego entran en intensa reproducción: primeramente las algas verdeazuladas, en la superficie y márgenes, después los clo-roflagelados y algas verdes, finalmente las diatomeas se presentan exuberantes, a medida que las aguas se van volviendo más y más claras, permitiendo la penetración de la luz. Tienen máximo desarrollo, en esta zona, los rotíferos y micro-crustáceos. Gran número de larvas de quironómídeos, además de moluscos y muchos gusanos, se desarrollan, también, en gran cantidad, sirviendo de alimento a los primeros peces, más tolerantes, que comienzan a aparecer.

d) Zona de Aguas Limpias. En esta zona, las aguas alcanzan las condiciones normales existentes antes de producirse

la polución, por lo menos en lo que se refiere al contenido de oxígeno disuelto, a la DBO y a los índices bacteriológicos. Mientras tanto, en virtud de la gran mineralización que se lleva a cabo en la zona anterior, esas aguas son mucho más fértiles que antes de recibir la polución. La producción de algas y, por consiguiente, toda la productividad de estas aguas, es mucho mayor, pudiendo dar origen a fenómenos de floración, con todas las consecuencias que provienen de la super-población de algas. Esta super-población puede, a su vez, llevar a una supersaturación de oxígeno. Predominan las formas completamente oxidadas y estables de compuestos minerales: nitratos, fosfatos, etc.

Las algas sirven de alimento a los protozoarios y éstos a los rotíferos, crustáceos y larvas de insectos de los cuales se alimentan los peces. Se restablece así, el ciclo biodinámico normal de un cuerpo de agua. Se encuentran allí las ninfas de odonatos, efímeros, tricópteros y plecópteros, así como los grandes crustáceos de agua dulce, moluscos y peces de varias especies.

La principal característica de esta clasificación en zonas, tanto en el sistema de Suter (más antiguo, creado en 1922) como en el de Whipple (1926), está en el hecho de reconocer la existencia de dos zonas intermediarias entre las aguas polucionadas y las limpias (21). Todos los otros sistemas creados para delimitar diferentes regiones en un curso de agua polucionada, inclusive el de Kolkwitz-Marsson, reúnen las dos en una sola, denominada polisapróbica o séptica. La restricción que se puede hacer, en algunos casos, en el empleo de este sistema, es el mismo que ya se ha mencionado, en el Capítulo 5, en relación al sistema de Kolkwitz-Marsson, o sea, el de la posibilidad de la coexistencia de elevadas DBO y supersaturación de oxígeno, debido a la gran actividad fotosintética.

6.3. Tratamiento de Aguas de Desecho.

En el tratamiento de desagues se procura repetir, en ambiente reducido y en corto espacio de tiempo, los mismos procesos que se verifican a lo largo de la trayectoria de un río, o en el área de un lago, con respecto a la autopurificación. Para esto es necesario que se proporcione al desague, en la estación de tratamiento, las condiciones ideales que favorezcan la oxidación biológica, condiciones esas que se refieren principalmente a la proliferación bacteriana, (en vista de que son esos microorganismos los principales responsables de la realización de la depuración) e introducción de oxígeno, en el caso de los procesos de tratamiento aerobio. Los diferentes métodos y sistemas existentes para el tratamiento de desagues procuran, exactamente, conseguir una elevada tasa de oxidación biológica a través de diferentes procesos de abastecimiento de oxígeno.

6.3.1. Principios Biológicos del Tratamiento.

Ya se vió, en las páginas anteriores, que la purificación de las aguas ricas en materias orgánicas, como son los desagües, consiste, en último análisis, en la oxidación de ese material orgánico hasta estabilizarlo, o sea, transformarlo en sustancias de estructura molecular simple y bajo contenido energético y que, así, permanecen en las aguas, a no ser que, por intermedio de otras actividades biológicas, sean nuevamente transformadas en compuestos de más elevada estructura (síntesis).

La oxidación de las materias orgánicas, sin embargo, no se produce (a no ser, posiblemente, en escala sumamente reducida) por el simple contacto de éstas con el oxígeno del aire. Es necesaria la presencia de catalizadores, enzimas, que faciliten la realización de esa reacción. La presencia de bacterias, en gran cantidad, en los desagües, proporciona exactamente los catalizadores necesarios para la reacción, que son sus enzimas respiratorias. No se debe pensar que las bacterias tengan, por eso, un papel específico y "loable", que viene al encuentro de los deseos y necesidades del hombre de purificar sus desperdicios y sus cursos de agua; se trata tan sólo de un ciclo biológico, como tantos otros que contribuyen con la llamada economía de la naturaleza. Son las oxidaciones de ese tipo las que causan la descomposición de los cadáveres o de las hojas y troncos de árboles en el suelo. Las bacterias, hongos, gusanos y otros organismos, responsables de tales oxidaciones, no están "por una feliz casualidad" o por cualquier interés particular, facilitando la vida y el bienestar del hombre, sino que apenas se nutren para vivir: se alimentan de materia orgánica y respiran oxígeno. No hay razón para honrar a los buitres por el hecho de que se comen cadáveres, pues ellos están, al igual que las bacterias, promoviendo la oxidación biológica, así como el hombre también promueve oxidación biológica siempre que se alimenta y respira.

Existen dos caminos para la oxidación biológica: aerobio y anaerobio, realizados respectivamente por bacterias que respiran oxígeno del aire y bacterias que utilizan el oxígeno intramolecular. Pero en ambos casos, las bacterias desempeñan papel preponderante, como intermediarios de la reacción. Ya se dijo que, en el proceso de autopurificación de los cursos de agua, se presentan las dos formas de oxidación, predominando la primera en las aguas de la superficie, por donde se produce la entrada del aire atmosférico y la anaerobia en el fondo, especialmente en los depósitos de lodo orgánico o en todo el cuerpo de agua, cuando la carga de contaminación es suficientemente grande para consumir todo el oxígeno. Del mismo modo, el tratamiento artificial de los desagües puede seguir uno de esos dos caminos. En general es el mismo desagüe dividido en dos partes: una sedimentable, que constituye el lodo del desagüe, el cual es tratado anaerobicamente en digestores; otra, líquida, que

contiene materia orgánica soluble y partículas de pequeñas dimensiones, y por lo tanto de sedimentación más lenta, la cual es tratada aerobicamente. Estos sistemas imitan, así, el proceso que se realiza en los cursos de agua, en que existe la misma separación de dos fases, que sufren tratamiento anaerobio (la sedimentable) y aerobio (la soluble o finamente suspendida).

6.3.2. Tratamiento Aerobio.

En el proceso aerobio se procura intensificar la proliferación de ciertos microorganismos, especialmente bacterias, que, además de la propiedad de oxidar aerobicamente la materia orgánica, tienen una característica de especial importancia para ese tipo de tratamiento -la de formar masas capaces de adsorber partículas en suspensión. Estando los procesos aerobios destinados principalmente al tratamiento de la fase líquida que contiene finas partículas en suspensión, es muy importante que se verifique la floculación (coagulación de un precipitado finamente dividido, para formar partículas mayores) de ese material, dando origen a masas de mayor tamaño y densidad, los grumos o flocs, de sedimentación más rápida, tal como se realiza en la coagulación y decantación de las aguas de abastecimiento, para remoción de las partículas en suspensión. En este último caso, se emplean coagulantes químicos, que, por su naturaleza coloidal, poseen acción de superficie, capaz de producir la adsorción de las partículas. En el caso del desagüe se observa el mismo fenómeno, sin embargo, a costa de masas con propiedades coloidales, constituidas por ciertos tipos de microorganismos que lo habitan, capaces de oxidar aerobicamente las partículas orgánicas adsorbidas. Por esa razón, se dará, en el presente capítulo, especial atención a las características de esas bacterias, principalmente en lo que se refiere a las propiedades de adsorción, nutrición, respiración y reproducción de esos organismos.

6.3.2.1. La Formación de Grumos o Flocs.

Gran número de bacterias posee un envoltorio o vaina de consistencia gelatinosa, constituida por polisacáridos, que envuelven cada una de sus células. Siendo esta vaina embebible y parcialmente soluble en agua, puede algunas veces, aumentar mucho su espesor, apareciendo anastomosis entre las vainas de dos o más bacterias contiguas, llegando a constituir verdaderas masas gelatinosas, que contienen bacterias en su interior. Esa masa gelatinosa recibe el nombre de zooglea, existiendo opiniones favorables para su modificación a fito-glea, ya que se trata de material producido por organismos vegetales y no animales.

Esa masa zooglea ha sido considerada como elemento responsable de la coagulación de un precipitado finamente dividido, para formar partículas mayores o flocs, del material en suspensión en el desagüe. Por esa razón, ciertas bacterias capaces de digerir aerobicamente la materia orgánica, pero que

no poseen capacidad de formar zooglea, eran hasta hace poco consideradas de menor valor y hasta perjudiciales para el tratamiento.

La idea que prevalecía, hasta hace poco, sobre la formación de grumos o flocs en el desague, era, pues, la de que la propiedad de coagulación estaba directamente relacionada con la capacidad especial de las bacterias en producir zoogleas. Por esa razón, se creía que la bacteria Zooglea ramigera, cuya principal característica está en la gran cantidad de masa gelatinosa que sus colonias son capaces de producir, sería la que más importante papel desempeñaría en el proceso. La gelatina o zooglea, adsorbiendo gran número de partículas en suspensión, daría origen a grandes flocs que se precipitarían, siendo la materia orgánica en ellos contenida, asimilada por las bacterias.

Investigaciones realizadas en los últimos años alteraron profundamente esas ideas. Se comprobó que, tanto en medio de cultivo como en el desague, es posible obtener coagulación mediante innumerables especies de bacterias, además de la Zooglea ramigera y que esa característica de producir coagulación está relacionada no con propiedades especiales de uno o algunos tipos de bacterias, sino con determinadas condiciones de vida en que estas se encuentran. El punto de vista defendido hoy en día (22) es el de que la coagulación está proporcionada por características coloidales de la masa de bacterias, relacionadas con la intensidad de las actividades metabólicas de éstas. En verdad, según quedó demostrado a través de esos estudios, las bacterias se comportan como micelas de un coloide del tipo hidrófobo o liófobo, o sea, como los coloides inorgánicos. Sabemos que, en ese tipo de coloides, las micelas se encuentran sujetas a dos clases de fuerzas antagónicas; una proporcionada por su propia carga superficial electrocinética o potencial zeta, originada por la adsorción de iones del medio por la partícula: siendo siempre cargas de la misma señal en todas las partículas, éstas tienden a repelerse cuando se aproximan unas a las otras; otra, actuando en sentido contrario, responsable de una atracción que se verifica entre las partículas y que se denomina fuerza de Van der Waals. Siempre que las micelas del coloide chocan entre sí, en virtud del movimiento Browniano, una de las dos cosas puede suceder: o aglutinarse, y eso acontece siempre que el potencial zeta de las partículas es muy bajo, prevaleciendo las fuerzas de Van der Waals; o repelerse, en el caso del potencial electrocinético elevado. En el primer caso se dice que hubo floculación del sistema y ésta puede ocurrir siempre que se mezclen coloides de cargas opuestas, o cuando se mezcla un electrólito con la solución, etc.

La masa de bacterias no es un verdadero coloide, pero se comporta como tal. Las células, que desempeñan el papel de micelas en el sistema, están envueltas por una cápsula de gelatina que puede tener mayor o menor desarrollo. Se ha comprobado, a través de experimentos, que partículas de esa naturaleza deberían aglutinarse siempre que el potencial zeta

de su superficie fuera inferior a 15 milivóltios. Sin embargo, midiéndose por intermedio de electrofóresis el potencial de gran número de bacterias en cultivo, se encontró, para la gran mayoría de éstas, potencial situado entre 6 y 12 milivóltios, a pesar de no estar coaguladas en el medio de cultivo. La explicación para el hecho es la siguiente: la bacteria, cuando se encuentra en un medio rico en nutrimentos, se presenta dotada de gran movilidad siendo, gracias a esto, capaz de "huir" de la coagulación, oponiendo su propia energía de locomoción, a las fuerzas de Van der Waals que procuran aproximarlas. De hecho, se observó que, en el material coagulado, las bacterias se presentan inmóviles y con metabolismo reducido al mínimo. Por otro lado, nunca se produce coagulación cuando las bacterias se encuentran en la fase logarítmica de crecimiento, que es la curva de proliferación que se observa cuando el medio es sumamente rico en nutrimentos, o aún en la fase de declinación, en que siendo el medio más pobre, la proliferación es tan sólo proporcional a la cantidad de materia nutritiva: apenas son coaguladas las bacterias en fase endógena, cuando agotados los elementos nutritivos, las bacterias pasan a vivir principalmente de sus propias reservas nutritivas, cayendo la curva de producción. Siendo así, la coagulación está condicionada, además de los factores coloidales, a la capacidad energética del medio en que viven. El valor energético del desague se puede medir en kilogramos de DBO por día, por kilogramo de desague: cuando ese valor es muy elevado, las bacterias presentan un metabolismo intensificado y sus actividades locomotoras impiden la coagulación; cuando ese valor es bajo, las bacterias entran en inactividad, adhiriéndose unas a las otras ya que el movimiento Browniano las pone en contacto. Si, al material coagulado, se le agregan compuestos nutritivos, los flocs se desintegran nuevamente: si las bacterias no coaguladas se retiran del medio de cultivo rico en nutrimentos y se colocan en simple solución salina, pasan a formar flocs.

En los procesos aerobios de tratamiento de desagües, la coagulación es de gran importancia, a fin de producir la decantación del material en suspensión. Por otro lado, sin embargo, la metabolización de las sustancias orgánicas es altamente deseable, como ya vimos en las páginas anteriores. La aireación del desague, por cualquier proceso, produce la oxidación rápida de ese material a través de una intensa proliferación de bacterias aerobias, que consumen materia nutritiva, entrando en fase endógena, por super-población. En esa fase se presenta la coagulación, que permite la precipitación de las partículas restantes en suspensión. En esas condiciones, se pueden tener varias situaciones, con relación a los hechos mencionados: una aireación deficiente podrá mantener un exceso de materias nutritivas, por lo tanto, exceso de valor energético, impidiendo la buena coagulación; una aireación excesiva (particularmente en el caso de tratamiento por lodos activados) intensa coagulación, pero, dando origen a flocs de baja capacidad purificadora, en virtud de un metabolismo muy reducido de las bacterias que lo forman.

Naturalmente, en los desagues, el proceso encierra mayor complejidad. Además de los factores expuestos, pueden intervenir otros, así, por ejemplo, se sabe que, en ese medio, pueden existir diversos tipos de coloides orgánicos e inorgánicos, de diversos orígenes, que están formados por las bacterias. Tales coloides, de acuerdo con su carga electrocinética y su naturaleza química, pueden intervenir de una o de otra manera en el proceso, ya sea sirviendo como alimento para las bacterias, proporcionándoles energía y, por consiguiente, actuando contra la coagulación, ya sea produciendo coagulación, adsorción de partículas y de las propias bacterias. Por otro lado, la presencia de electrolitos en el desague se considera de poca importancia, dada la pequeña capacidad de reacción presentada por la cápsula de polisacáridos de la bacteria. También está demostrada la existencia de coagulación causada por protozoarios (22) (23) (24). Esa coagulación originada de manera un poco diferente a la discutida y diferente también de la que se suponía anteriormente, puede ser observada en las siguientes condiciones: cuando los protozoarios, especialmente ciliados, que habitan en gran número en los desagues, entran en fase de declinación de crecimiento, comienzan a formar cuerpos esféricos de tamaño relativamente grande, en el interior de sus células. Una vez muertos los organismos, estas esferas quedan libres, uniéndose en masas de capacidad adsorbente, dando origen a flocs.

6.3.2.2. Nutrición de los Microorganismos.

La realización de la oxidación del desague depende de la presencia de microorganismos en gran cantidad, los cuales deben reproducirse, por lo tanto, auto-construirse, o mejor dicho, sintetizar nuevos organismos, a costa del material retirado del medio, a través del proceso de nutrición. Los organismos responsables de esas actividades pueden ser autótrofos o heterótrofos, comprendiendo estas clasificaciones, varios grados de necesidades con relación a los nutrientes minerales y orgánicos. Considerándose en conjunto, puede decirse que hay exigencia, por parte de los organismos, ya sea de sustancias minerales o de compuestos orgánicos, para el desempeño de sus funciones.

El alimento orgánico está constituido principalmente por las partículas de sustancias descomponibles, oxidables, que representan el material contaminador del desague. Hay exigencias diferentes, de los diversos tipos de microorganismo heterótrofos, con relación a la naturaleza de esos compuestos. La bacteria *Sphaerotilus* por ejemplo, que forma extensos filamentos en ciertos tipos de desagues y aguas contaminadas, exige, por su metabolismo, grandes cantidades de carbohidratos, reproduciéndose más intensamente en medios que contengan mayor porcentaje de esas sustancias (25) (26) (27) (28). Se cree, igualmente, que tengan cierta importancia en la transformación de esos compuestos en el tratamiento de desagues (20). Ciertos hongos, frecuentes en instalaciones de tratamiento aerobio, utilizan, para su nutrición, sustancias resultantes de

la descomposición de bacterias (30). También ciertos tipos de animales, como caracoles, gusanos y larvas de insectos, que se nutren de materia orgánica de desagues, pueden, a veces, destruir la capa de zooglea que se forma en los cascajos de los filtros biológicos, perjudicando en parte el tratamiento. Finalmente, ciertos protozoarios se nutren de bacterias, hecho que se considera de importancia para el tratamiento bajo varios aspectos, como discutiremos en las páginas siguientes.

Es interesante, desde el punto de vista del tratamiento, que apenas una parte mínima del material orgánico consumido por las bacterias, sea utilizada para la producción de energía por esos organismos, siendo deseable que la mayor parte constituya elemento material para la reproducción bacteriana (31), y esto es mucho más exacto cuando se considera frente a los nuevos conceptos sobre la actividad purificadora de las bacterias. Se puede prever que cerca de medio kilogramo de nuevas células se forma por cada kilogramo de DBO estabilizado.

Con relación a las necesidades en nutrientes minerales, presentadas por el conjunto de microorganismos del desague, se sabe que, en su mayor parte, éstos se encuentran presentes como constituyentes normales de los desagues domésticos e industriales. Tan sólo los compuestos de nitrógeno y de fósforo pueden ser insuficientes, especialmente en los desechos del segundo tipo. Ya ha sido ampliamente demostrada la importancia de conocer, en un desecho, las relaciones entre DBO y nitrógeno y DBO y fósforo, procurando establecer la relación más adecuada que permita una buena estabilización. Esa relación puede ser modificada, en un desecho, por la introducción de otro más o menos rico en nitrógeno y fósforo, que es lo que se comprueba cuando se realiza la mezcla de desague doméstico con desecho industrial. Para que se obtenga una buena tasa de estabilización, se debe procurar obtener, en esos casos, una relación $\frac{DBO}{N} = \frac{17}{1}$ y una relación $\frac{DBO}{P} = \frac{90}{1}$ (31).

6.3.2.3. Reproducción - Papel de los Protozoarios.

La reproducción de los diversos microorganismos que toman parte en el tratamiento aerobio de desagues depende, primeramente, de la nutrición, como ya se vió. Además de esto, depende también del abastecimiento de oxígeno y otros factores, como por ejemplo, la afluencia, la producción de autotoxinas, etc. La afluencia se comprueba siempre que un determinado medio constituye elemento favorable para el desarrollo de varios tipos de microorganismos diferentes. No obstante, cuando existe una condición desfavorable, aquellos microorganismos capaces, por sus características, de sobrevivir, pasan a predominar sobre los otros. En el tratamiento de desagues es frecuente observar, en ciertas épocas, la predominancia de ciertos tipos de hongos u otros organismos, de acuerdo con las condiciones de temperatura, pH, concentración de fósforo, nitrógeno, oxígeno, etc., vigentes en ese período (30). Un

caso semejante se presenta con los varios géneros de protozoarios que, en determinado momento, pueblan los filtros biológicos o los lodos activados (29).

En cuanto al último factor citado, relacionado con la producción de los microorganismos, o sea, la producción de autotoxinas, se sabe que muchas proliferaciones se controlan a fin de impedir la super-población. Eso debe, no sólo a la falta de nutrimentos que acabará por comprobarse cuando el medio no se renueva, sino también a la secreción, por los propios microorganismos, de sustancias con características antibióticas que impiden o disminuyen la tasa de su reproducción.

Cuando se observa el crecimiento de microorganismos en un medio de cultivo, se aprecia que ese crecimiento se realiza según una curva en la que se reconoce: una fase de adaptación, de crecimiento lento, una fase de ascensión rápida, o fase de crecimiento logarítmico (ya que cada organismo forma dos descendientes, por división, y así sucesivamente); una fase de declinación del crecimiento (en que la reproducción alcanza un límite, para comenzar a retroceder); y una fase endógena (en que la curva de crecimiento cae sensiblemente) (24). La declinación y especialmente la fase endógena, en que los microorganismos pasan a vivir de sus propias reservas, se debe principalmente a la escasez de sustancias (o de alguna en particular) nutritivas en el medio. Está comprobada, sin embargo, por lo menos para algunos tipos de microorganismos, la existencia de sustancias auto-inhedoras del crecimiento que producidas por las células, aumentan de concentración en el medio a medida que éstas se multiplican, llegando a una cantidad tal que impiden o disminuye mucho la reproductividad de los microorganismos. Tal es el caso, por ejemplo, de las algas del género *Chlorella*, productoras de un inhibidor químico que ya fué aislado, denominado *clorelina*. Por este motivo, para obtener cultivos en gran escala de esos microorganismos es necesario no sólo agregar frecuentemente nuevo material nutritivo sino también eliminar parte de los microorganismos, a fin de disminuir la concentración del antibiótico.

A no ser por la acción auto-inhedoras de la reproductividad, se llegaría a resultados fantásticos, en el proceso de división de los microorganismos. En efecto, si se calcula, tan sólo por curiosidad, el volumen de esos seres que se formarían después de un período de 64 horas de libre reproducción, en fase logarítmica, o sea, en progresión geométrica de razón dos, suponiendo un único organismo inicial, reproduciéndose por simple división, en dos descendientes, cada media hora (lo que es común, en ciertas bacterias) se contarían al cabo de 64 horas, 128 generaciones y el número de individuos originados por el microorganismo inicial estaría dado por la expresión:

$$n = 1 \times 2^{128}$$

Suponiendo que se tratase de bacilos con diámetro aproximado de 1 micra y 4 micras de largo, se podría compararlos a

cilindros cuyo volumen:

$$\frac{\pi D^2 h}{4} = \frac{3.14 \times 1\mu^2 \times 4\mu}{4} \approx 3\mu^3$$

Se tendría entonces que:

$$\text{Volumen total de bacterias} = 2^{128} \times 3\mu^3$$

$$\log. (\text{vol. total}) = \log. 2^{128} + \log. 3 + \log. 1$$

$$\log. (\text{vol. total}) = 128 \times 0,301030 + 0,47712 + 0$$

$$= 38,53184 + 0,47712$$

$$\approx 39,00896$$

$$\text{Antilog. (vol. total)} \approx 10^{39} \mu^3$$

Conociendo que un kilómetro cúbico contiene 10^{27} micras cúbicas, resulta:

$$\text{Vol. total} = \frac{10^{39}}{10^{27}} = 10^{12} \text{ Km}^3$$

Por lo tanto, el volumen total de esas bacterias, después de transcurridos más o menos dos días y medio de la libre reproducción, sería de un billón de kilómetros cúbicos, lo que equivale al volumen del globo terrestre (32).

Tratándose de la reproducción de bacterias, la remoción de parte de los microorganismos, a fin de mantenerlos en fase de gran productividad, puede realizarse por intermedio de protozoarios que las utilicen como alimento. En efecto, gran número de ciliados del desagüe se nutren de bacterias y la importancia de su papel en ese sentido, ha sido indicada por innumerables autores (29) (30). Se cree que esa es una de las razones por la cual la presencia de gran número de ciliados como *Vorticella* y otros, en los sistemas de tratamiento, constituye un indicio de buenas condiciones del funcionamiento de los mismos. Tales protozoarios no permitirían que las bacterias alcanzasen, en el desagüe, un número tal que causara la acumulación de productos tóxicos o escasez de nutrimentos, manteniéndolos, así, en fase de crecimiento logarítmico, en el que serían más productivas. Frente a los nuevos conocimientos sobre el verdadero papel de las bacterias en la coagulación de los desagues, se encuentra alguna dificultad en conciliar ese punto de vista con el de que las bacterias alcanzan mayor grado de productividad, con relación a la coagulación, en la fase endógena de reproducción y no en la fase logarítmica. Por otro lado, es evidente que en la fase de más franco crecimiento y, por lo tanto, de metabolización, las bacterias son más productivas con relación a la oxidación de la materia

orgánica y remoción de la DBO, siendo necesario obtener, en cualquier proceso aerobio de tratamiento biológico, un término medio, en que las bacterias se presenten igualmente eficientes con relación a su papel en la sedimentación y en la oxidación. Esto podrá obtenerse, en efecto, a través de un abastecimiento adecuado de oxígeno, como será discutido más adelante.

Otras funciones han sido atribuidas, por diversos autores, a los protozoarios en el tratamiento aerobio (22) (23) (24). Además del hecho de contribuir, sin duda, a la oxidación, ya que siendo organismos heterótrofos, se alimentan de lodo orgánico, algunos investigadores han relacionado a los protozoarios con la producción de coágulos o flocs. Algunos ciliados segregan mucosidad a fin de aglutinar bacterias que, una vez fijadas y reunidas en masas más o menos voluminosas, quedan menos sujetas a los remolinos producidos en el agua, además de permanecer en las proximidades del animal. Esas masas gelatinosas forman flocs adsorbentes, tal como la masa de zooglea producida por ciertos tipos de bacterias. Se ha observado, además de esto, el hecho, ya citado, de producir al entrar en la fase de declinación del crecimiento, cuerpos esféricos en el interior de las células, los cuales quedan libres en el medio debido a su muerte.

Algunos investigadores llegan a considerar a los protozoarios como los elementos más activos en el tratamiento aerobio, reconociendo en las bacterias apenas una importancia secundaria, habiendo obtenido purificación del desague con cultivos puros de ciliados del género *Epistylis*, en ausencia completa de bacterias; otros, consiguiendo resultado idéntico con cultivos de bacterias (90% de remoción de DBO) afirman que es nulo el papel de los protozoarios; finalmente, la opinión más común es que ambos tienen importancia en el proceso. Experiencias realizadas con lodos activados normales, en que los protozoarios eran inactivados por varios procesos químicos y físicos, revelaron que, en ausencia funcional de éstos, aunque se obtenga buena eficiencia con relación a la remoción de DBO, esa eficiencia no es tan grande en lo que se refiere a la clarificación del efluente. Concluyen los autores diciendo que, a pesar de que estos organismos son importantes para el tratamiento porque ayudan en la clarificación y también en la purificación, su importancia en el tratamiento es bastante menor que el de las bacterias (23).

6.3.2.4. Respiración de los Microorganismos.

A través de la respiración aerobia los organismos formadores de flocs oxidan la materia orgánica que retiran del desague. El oxígeno necesario debe estar en el propio desague constituyendo el OD, que puede ser enriquecido por la actividad de microorganismos fotosintetizantes, por contacto directo con el aire del ambiente o por introducción mecánica, de acuerdo con el tipo de tratamiento aerobio.

Las bacterias y otros microorganismos aerobios, al destruir la materia orgánica del desague, proceden como los animales superiores al nutrirse: ingieren ese alimento, después de transformarlo en compuestos orgánicos solubles y asimilables que quedan almacenados en sus células, constituyendo reserva que, ulteriormente, será utilizada en la composición de nuevas células (reproducción) o en el abastecimiento de energía. Así, el desague, al ser intensamente aireado, en la fase inicial del tratamiento, sufre gran reducción de su DBO y, por lo tanto, de su contenido de materia orgánica. Pero esa materia orgánica es, inicialmente, almacenada en las células, principalmente bajo la forma de glucógeno y no es inmediatamente metabolizada. Solo posteriormente, con la continuación del proceso de tratamiento es que será transformada en material para construcción de nuevos microorganismos u oxidada para la producción de energía necesaria para esa misma síntesis o para actividades locomotoras, etc.

De acuerdo con Eckenfelder y Weston (33), los siguientes hechos se pueden observar en este proceso: así como en los medios de cultivo, también en el desague en oxidación biológica los microorganismos se reproducen según una curva que comprende una fase logarítmica de crecimiento, o fase de máxima reproducción de las células de la masa biológica; una fase de declinación, causada por la extinción del alimento en el medio, lo que determina una disminución de la frecuencia de las divisiones celulares -esta fase termina en un estacionamiento de la curva, antes de iniciar la bajada debido a la muerte de gran número de células, que comienza a ocurrir en número igual al de la formación de nuevas células; finalmente una fase de regresión y muerte de las células, o fase de respiración endógena, en que mueren más células de las que se forman por nuevas divisiones. La mayor oxidación biológica del desague (reducción de DBO) se comprueba cuando los microorganismos se encuentran en la primera fase, o sea, al principio de la oxidación, cuando la cantidad de materia orgánica en el medio es muy elevada y las células la almacenan bajo la forma de glucógeno. Al continuar con la aireación y disminución de la materia orgánica, las células pasan a multiplicarse, a formar glucógeno en material para la formación de nuevas células (síntesis) y a oxidar activamente parte de ese glucógeno en la producción de energía (respiración) hasta que, no teniendo más reservas, entran en fase de declinación. Aquí, pues, es que la DBO es realmente consumida, y la materia orgánica realmente oxidada. Finalmente, si faltase suministro de materia

orgánica, prosiguiendo el abastecimiento de oxígeno, las células pasan a respirar endógenamente, o sea, a oxidar su propio material que ya fue sintetizado, muriendo en gran número. Cuando esto sucede, la masa biológica queda con verdadera "avidez" de compuestos orgánicos, como veremos al tratar el proceso de lodos activados.

El abastecimiento de aire tiene la función, por lo tanto, de suministrar oxígeno al medio, lo suficiente para que los microorganismos puedan respirar, oxidando sus reservas de glucógeno (en el caso de bacterias) o de otros compuestos (en el caso de protozoarios, etc.). El abastecimiento excesivo de oxígeno, en relación a la cantidad de materia orgánica, puede llevar al establecimiento de una fase endógena, en que la masa biológica pasa a auto-destruirse, transformando el material sintetizado en anhídrido carbónico, agua y amoníaco. Este abastecimiento de oxígeno puede realizarse por intermedio de procesos físicos, en el caso de filtración biológica, lodos activados, etc., o por procesos bioquímicos, como en el caso de las lagunas de estabilización.

6.3.2.5. Nitrificación y Desnitrificación.

En el tratamiento biológico de los residuos orgánicos, ya sea en aguas de desecho sometidas a tratamiento, o en un curso de agua sujeto a la autopurificación, pueden reconocerse los siguientes fenómenos generales que constituyen situaciones transitorias de la purificación (34):

- a) coagulación.
- b) oxidación carbonácea.
- c) oxidación del nitrógeno.

Este último recibe la denominación de nitrificación y consiste en la transformación del nitrógeno amoniacal, resultante de la descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados (oxidación carbonácea) en nitrógeno nitroso (nitritos) o hasta nítrico (nitratos), siendo esta última forma estable. Tales transformaciones se realizan por intermedio de la actividad de bacterias nitrificantes, en proceso ya mencionado en el Capítulo 1.

Varios autores -especialmente investigadores de Inglaterra- consideran sumamente importante la nitrificación en los sistemas de tratamiento de desagues, a fin de que sea predominante, en los efluentes, la forma nítrica que, además de constituir un verdadero "reservorio" de oxígeno, para las aguas receptoras, no presenta inconvenientes para la fauna ictiológica, al contrario de los compuestos amoniacales que son tóxicos. La conveniencia de esa intensificación de la nitrificación, sin duda recomendable para ríos de pequeña extensión y poca capacidad de autopurificación, como son los ríos de Inglaterra -es, sin embargo, puesta en duda por autores de otras nacionalidades, por razones que serán mejor discutidas al fi-

nal del presente capítulo, después de ser examinados los varios aspectos del fenómeno en cuestión.

Tratándose de un proceso biológico, la actividad nitrificante depende estrechamente del mantenimiento de condiciones de ambiente propicias para la reproducción y para la actividad bioquímica de las bacterias responsables. Las exigencias de esas bacterias se refieren no sólo a las condiciones de temperatura, pH, etc., sino también, a la presencia de varios elementos micronutritivos indispensables y también a la ausencia de compuestos orgánicos y minerales tóxicos o simplemente inhibidores de su actividad. La temperatura ideal para la nitrificación es la comprendida entre 20 y 25°C, comprobándose que entre 6 y 25°C ella se duplica por cada 10°C de elevación (35); el pH debe estar entre 7.5 y 8.5, no pudiendo, de ninguna manera, ser inferior a 6 ó superior a 10; la concentración de oxígeno disuelto debe ser superior a 1 mg/l aunque la falta del O₂, por períodos más o menos largos, no sea letal a las bacterias y, en concentraciones superiores a ésta, el O₂ deja de ser factor limitativo (35). Hay necesidad, también, de la presencia de Mg, Fe, CO₂ y fosfatos (además de amoníaco o nitritos), indispensables para la síntesis del material bacteriano, así como bases (Na, Ca) para la neutralización de los ácidos nitroso y nítrico producidos por la oxidación del amoníaco. La adición de carbonato de calcio ha demostrado activar la nitrificación en los sistemas de lodos activados, por ese motivo (34).

Según Sawyer (36) la capacidad de nitrificación, en lodos activados, depende de la relación: $\frac{DBO}{N}$ existente en el desague. Cuando esta relación alcanza valores superiores a 16, la nitrificación cesa. Esta afirmación está apoyada por varios autores (34), mientras tanto, Downing y cols (35) admiten que esa aparente dificultad en la obtención de nitrificación se deba, más probablemente al aumento de la producción de lodo -y consecuente consumo de amoníaco en la síntesis de éste- proveniente de la elevación de DBO en el desague, siendo independiente de la concentración de amoníaco o de la relación $\frac{DBO}{N}$, siempre que exista cantidad suficiente de nitrógeno para la síntesis bacteriana. La argumentación de esos autores se fundamenta en los siguientes hechos: la tentativa de previsión de la concentración de amoníaco y de nitrógeno oxidado en el efluente, en función del nitrógeno orgánico del desague, está sujeta a errores debidos, por un lado, a la remoción de nitrógeno para síntesis de nuevas células y, por otro, a la autólisis que lleva a la liberación de amoníaco del medio, independientemente de la nitrificación que se lleva a cabo. Se ha comprobado en sistemas de tratamiento de desagues domésticos que, cuando no ocurre nitrificación, la concentración de amoníaco en el efluente es realmente, muy próxima a la existente en el desague sedimentado, aunque la cantidad de nitrógeno orgánico residual, en el efluente, sea siempre bastante menor que la existente en el desague, donde la proporción es 1 parte de nitrógeno para 10 de carbono orgánico. Esto lleva a la conclusión de que el

amoníaco formado a partir del nitrógeno orgánico es suficiente para satisfacer las necesidades de nitrógeno durante la síntesis del lodo. En efecto, otro raciocinio nos lleva a esa misma conclusión: partiendo de la fórmula empírica $C_5H_7NO_2$ representativa de la composición del lodo activado, se concluye que, para cada mg/l de aumento de la masa de lodo, son necesarios 0.12 mg/l de nitrógeno. Pues, bien, la masa de lodo formada a partir de un determinado volumen de desagues, es directamente proporcional a la DBO del desague y, con más de una hora de aireación la relación es de 1:1. Siendo así, la cantidad de nitrógeno requerida por unidad de DBO, para la síntesis del lodo, no debe ser mayor de 0.12. Como la relación entre DBO y carbono orgánico en el desague es de 1.7 por cada mg/l de carbono presente, la concentración máxima de nitrógeno necesaria para la síntesis del lodo es de aproximadamente 0.07. Siendo esa proporción de nitrógeno orgánico para carbono orgánico menor que la existente en un desague típico, parece que si todo el nitrógeno orgánico fuera hidrolizado, aún habría lo suficiente disponible de ese elemento para la síntesis de las células, debiendo ocurrir una pequeña pérdida de amoníaco en el sistema cuando no hay nitrificación. Sin embargo, siempre que la relación entre carbono y nitrógeno sea muy elevada, la concentración de amoníaco en el efluente será considerablemente menor que el valor encontrado en el desague. El aumento de la concentración de DBO en el desague, demanda un aumento proporcional del período mínimo de aireación, para que haya nitrificación. Ese efecto se debe simplemente al aumento de producción de lodo que, como ya hemos visto, es proporcional a la DBO. La prolongación excesiva del tiempo de aireación, a su vez, produce una disminución de la masa de lodo. En efecto, la mayor parte de la materia orgánica del desague es adsorbida o transformada en células bacterianas durante la primera hora del tratamiento, pasando, después, la masa de lodo a disminuir debido a la oxidación biológica de la materia adsorbida y la autólisis de las propias células bacterianas: durante la aireación prolongada de las células recién formadas, la masa remanente tiende a constituir un valor de 1/5 de la inicial y como apenas la mitad de la materia orgánica oxidada biológicamente es transformada en nuevas células, el valor final será de 1/10.

Hay, por otro lado, acentuada reducción en el período de aireación necesario para obtener nitrificación, cuando la concentración de lodo activado, en el sistema de aireación, es elevada. Naturalmente, esto incluye la necesidad de aumento del flujo de aire necesario para mantener la concentración suficiente de oxígeno para la nitrificación, además de permitir posiblemente la elevación de la concentración de sólidos en el efluente. El valor mínimo para el tiempo de aireación, cuando se desea obtener una nitrificación satisfactoria, es, pues, función de la concentración de lodos, temperatura, y carga de desagues, habiendo un equilibrio entre la tasa de consumo de oxígeno y la de nitrificación cuando las condiciones son satisfactorias; Downing y Hopwood (37)

presentan la siguiente ecuación que permite evaluar la concentración de amoníaco en el efluente de una planta de tratamiento de lodos activados, en una única unidad de aireación:

$$\frac{kx}{x + X} = \frac{\Delta S}{St_R}$$

donde x es la concentración de amoníaco en el efluente; X la llamada constante de Michaelis, que es de 1 mg/l (concentración de amoníaco en que la tasa de crecimiento de las bacterias Nitrosomonas es igual a la mitad de su valor máximo); k la tasa de crecimiento de Nitrosomonas. Los autores resaltan el hecho de que esa relación parte del supuesto caso de que la concentración de amoníaco, en el efluente, depende exclusivamente de la nitrificación, sin considerar la síntesis de bacterias heterotróficas.

Los filtros biológicos son mucho más eficientes, con relación a la nitrificación, que los sistemas de lodos activados, pero en éstos últimos la nitrificación puede ser casi completa cuando funcionan adecuadamente pudiendo, no obstante, ser incompleta o aún no presentarse, en los sistemas de alta capacidad. Esta mayor eficiencia de los filtros biológicos en lo que respecta a la nitrificación parece deberse sobre todo al hecho de que, en estos aparatos, la estabilización se hace por etapas bien definidas de tal manera que en las últimas capas de cascajo (al fondo del filtro) ya no hay mucha materia orgánica, la cual es inhibidora del desarrollo de las bacterias nitrificantes.

Los elementos cromo, níquel y cobre se consideran como tóxicos para las bacterias nitrificantes cuando se encuentran presentes en concentraciones superiores a 0.25 mg/l, en cultivos puros, mientras que el zinc, manganeso y cobalto solamente presentan toxicidad cuando están por encima de 1 mg/l. El cobre tiende a acumularse, bajo la forma de precipitados, presentando un efecto nocivo acumulativo, sobre la nitrificación. La existencia de inhibidores orgánicos, en los desagues, ha sido muy investigada por el hecho de iniciarse el proceso de nitrificación tan sólo en etapas distantes del punto de entrada del desague en el sistema de tratamiento (lodos activados o filtros biológicos) lo que hace creer en la existencia de mecanismos químicos o bioquímicos que neutralizarían, en las etapas anteriores, los compuestos inhibidores. Entretanto, parece que ese fenómeno se relaciona también con la inexistencia de oxígeno disuelto en concentraciones superiores al mínimo necesario, en las primeras fases en que la concentración de carbono orgánico y por consiguiente, la tasa de respiración del lodo es muy elevada (35). Algunos compuestos orgánicos, como la tiourea, por ejemplo, pueden inhibir completamente la nitrificación, cuando están presentes en concentraciones de hasta 0.1 mg/l en lodos activados que no han tenido previo contacto con esas sustancias. Mientras tanto, el efecto inhibitor cesa cuando su aplicación se hace de manera continua. Esto se presenta en vista de la acentua-

da capacidad de adaptación que los microorganismos del desague manifiestan en presencia de esos compuestos orgánicos, los cuales actúan más como inhibidores del proceso de nitrificación que como, propiamente, tóxicos. Esa adaptación consiste en la capacidad que adquieren los microorganismos de destruir biológicamente sustancias que, al principio, no eran capaces de metabolizar (38).

Entre los más poderosos inhibidores orgánicos se mencionan el ión cianuro y los compuestos que contienen azufre y nitrógeno ligados al mismo átomo de carbono; el efecto de una concentración dada de determinado compuesto inhibidor es tanto menor cuanto mayor sea la temperatura y la concentración de lodos activados o más largo el tiempo de retención en la planta de tratamiento; los filtros biológicos son menos susceptibles a los efectos de sustancias inhibitoras que los sistemas de lodos activados (38).

El fenómeno que equivale, químicamente, a lo contrario de la nitrificación se denomina desnitrificación y es causado por ciertas bacterias que, ante la falta de oxígeno libre, utilizan nitratos como elemento oxidante (o sea, aceptores de hidrógeno) en su metabolismo respiratorio. De acuerdo con McKinney y Conway, (39) en ambiente donde falta oxígeno, las oxidaciones bacterianas pueden presentarse utilizando otros aceptores de hidrógeno, en el siguiente orden: nitratos, sulfatos, productos finales orgánicos o anhídrido carbónico. De esta forma, una población microbiológica mixta, se adapta a la utilización de oxidantes disponibles, pasando a predominar, en el medio, los seres capaces de utilizar, en tasa más rápida, el aceptor de hidrógeno que produzca mayor cantidad de energía a la célula por unidad de materia orgánica oxidada. Los organismos que son capaces de utilizar tanto el oxígeno disuelto como los nitratos, usarán siempre el primero, mientras éste esté disponible, a fin de obtener la mayor cantidad posible de energía para su metabolismo; pero cuando el oxígeno disuelto se extingue, éstos modifican su sistema enzimático para utilizar nitratos, reduciéndolos a nitrógeno gaseoso, ocurriendo lo mismo con relación a los sulfato-reductores, que solamente inician este tipo de actividad, formando los tan indeseables sulfuros ante la desaparición de los nitratos (así como, naturalmente, de los organismos que los reducían) pues este proceso produce menos energía que el anterior. Finalmente, organismos estrictamente anaerobios pasan a reducir el anhídrido carbónico a metano, ante la falta de sulfato o de condiciones adecuadas para su reducción en medio ácido. El proceso de desnitrificación no debe ser confundido con el de la transformación de nitratos en amoníaco que algunos microorganismos realizan con la finalidad de obtener nitrógeno para síntesis de la proteína celular, lo que se hace en presencia de concentraciones elevadas de oxígeno disuelto, pero que tiene valor insignificante cuando, en el medio, existen otras fuentes de nitrógeno que no exigen reducción química. En la desnitrificación el ión nitrato es primeramente reducido a nitrito, y, en los desa-

gues y estaciones de tratamiento, el producto final es siempre nitrógeno gaseoso y no amoníaco u óxido nitroso (40). La desnitrificación en sistemas aireados ocurre, generalmente, en los locales donde el oxígeno disuelto, en el líquido circundante de las partículas de lodo orgánico, se aproxima a cero, como por ejemplo, en el lodo del fondo de los sedimentadores y en los canales a través de los cuales pasa el lodo de retorno, especialmente cuando la concentración de lodo es elevada (35). Una vez iniciada la desnitrificación puede, sin embargo, proseguir, aún ante la presencia de bajas concentraciones de oxígeno disuelto y, en algunos casos, llega a iniciarse antes que todo el oxígeno se extinga; la reducción de la forma de nitrato a la de nitrito (que constituye el primer paso de la desnitrificación) es menos afectada por la presencia del oxígeno que la reducción del nitrito a nitrógeno gaseoso, comprobándose, también, que el efecto de la presencia de oxígeno depende de la cantidad de materia orgánica disponible, como alimento para las bacterias (40).

El proceso de desnitrificación representa, por así decir, una "pérdida" de nitrógeno en los efluentes de estaciones de tratamiento, pérdida ésta que puede ser mucho mayor que la debida a la síntesis de materia proteica por las bacterias a partir de amoníaco (35). Mientras tanto, solamente se realiza en condiciones de deficiente aireación, y varios autores han hecho investigaciones en el sentido de comprobar el punto en que las condiciones de oxígeno determinan la predominancia de la desnitrificación en perjuicio del proceso opuesto, de la nitrificación y las experiencias indican que ese principio se sitúa, posiblemente, en torno de los 7% de saturación de oxígeno. Considerando que la nitrificación, cuando ocurre en un río, constituye factor de demanda bioquímica de oxígeno, este dato asume gran interés, por constituir el límite mínimo a que puede llegar la concentración de oxígeno en el medio, como consecuencia de ese proceso (40).

Con relación a la contaminación o desoxigenación de las aguas de ríos receptores, parece, pues, que la nitrificación previa de efluentes de plantas de tratamiento y otras fuentes de nitrógeno, constituye una medida altamente benéfica, ya que los nitratos representan, en último análisis, una fuente de suministro de oxígeno, mientras que el amoníaco y las formas orgánicas constituyen elementos de demanda bioquímica. Se admite, por ejemplo, que los nitratos contenidos en el río Támesis, Inglaterra, contribuyen con cerca de 56 toneladas por día, de oxígeno para su estuario y que esa enorme reserva es la que retardó, por muchos años, la aparición de condiciones sépticas en aquel lugar (40). En efecto, la aplicación de nitratos, con la finalidad de corregir tales condiciones inconvenientes, se ha realizado satisfactoriamente, en lagos, ríos y estuarios y especialmente en procesos de oxidación de los depósitos de lodo, donde el oxígeno no penetra. Además de eso, se han mencionado otras ventaj

jas, sobre la realización de una perfecta nitrificación en sistemas de lodos activados (34): formación de lodo más denso, fácilmente sedimentable y deshidratable; consecuente eliminación del espesamiento; mayor capacidad del sistema para soportar sobrecargas; reducción o eliminación de las espumas causadas por los detergentes, etc.

Entretanto, teniéndose en cuenta el hecho de que la desnitrificación, o utilización de los nitratos como fuente de oxígeno para la respiración bacteriana, solamente se realiza cuando la concentración de oxígeno es muy baja, la presencia de nitratos en ríos o estuarios sólo tendrá interés en el sentido de prevenir la aparición de condiciones sépticas, no siendo útil como fuente de oxígeno para la vida de peces y otros animales acuáticos. En lugares donde se cuentan con pocos recursos hídricos, o cursos de agua de extensión limitada, insuficiente para promover una satisfactoria autopurificación, la nitrificación de los efluentes asume gran importancia, como en el caso de los ríos ingleses. En otras circunstancias, y principalmente, si la nitrificación obtenida no fuese completa, su proseguimiento, en el río, puede causar un factor de demanda más rápida de oxígeno, que si hubiese lanzamiento de efluentes amoniacales. Se menciona, también, el inconveniente que puede surgir de la eutroficación del río receptor, lo que permite el desarrollo de algas que podrían perjudicar el posterior aprovechamiento de las aguas para abastecimiento. Muchos autores aconsejan lanzar los desechos bajo la forma de amoníaco, en concentraciones inofensivas para la vida de los peces, principalmente cuando se cuenta con elevadas corrientes del río receptor, pues entonces solamente será transformado en nitratos después de sufrir una dilución considerable. No obstante, la preferencia de las algas, en general, por la utilización de nitratos, (que obliga a un trabajo de reducción previa, por parte del organismo vegetal) no ha sido aún definitivamente establecida, siendo citadas innumerables especies que manifiestan marcada preferencia por el nitrógeno amoniacal (41).

Finalmente, el proceso de desnitrificación presenta, también, una posibilidad de aplicación práctica, en la remoción del nitrógeno en efluentes de plantas de tratamiento de desagues, procurando limitar la eutroficación de los cursos de agua. Bringmann (34) obtuvo la remoción del 80% de nitrógeno amoniacal, en apenas 6 minutos, en efluentes nitrificados de filtros biológicos, mediante un tratamiento de desnitrificación biológica, utilizando desague bruto como donante de hidrógeno, un potencial redox adecuado y bien controlado, y luego aireando el efluente de este tratamiento, a fin de remover la materia orgánica remanente. Las proporciones de desague nitrificado y desague bruto se controlan automáticamente a través de las medidas del potencial redox.

6.3.2.6. Aireación Física.

Existen, esencialmente, dos procesos físicos de aireación de desagues. Uno, que consiste en reducir el líquido a

una capa muy delgada, con gran superficie expuesta directamente al aire atmosférico: utilizado en los sistemas de lechos de contacto, filtros biológicos, filtros intermitentes, etc.; otro, que se realiza a través de la insuflación del aire directamente en la masa líquida por medio de bombas empleado en la simple aireación del desague y el proceso clásico de los lodos activados. Actualmente existen innumerables variantes de todos esos procesos, no pudiendo distinguirse, perfectamente, los dos sistemas tan sólo por modo por el cual se realiza la aireación. Existen biofiltros y cámaras de contacto con circulación forzada de aire y existen lodos activados en los que la aireación se realiza por contacto superficial, por medio de la agitación producida por rotores, etc.

Una segunda característica, sin embargo, distingue básicamente los dos principios: mientras que en el primero la masa biológica, los flocs, forman una película adherente a un substrato sólido, a las superficies de piedras, granos de arena, carbón, etc., en el segundo sistema esa masa biológica constituye flocs en suspensión en la masa líquida.

6.2.2.6.1. Filtración Biológica y Lechos de Contacto.

Todos los procesos actualmente existentes, de tratamiento biológico por medio de la impropriamente llamada "filtración", se derivan, en cuanto a la esencia de su funcionamiento, de un tipo más primitivo de tratamiento que consiste en lanzar el desague al suelo. Habiéndose conocido, posteriormente, que se trataba en realidad, de un proceso de oxidación, en el que los microorganismos desempeñaban un papel preponderante, constituyendo los granos de tierra apenas un substrato sólido de gran superficie para la fijación de esos microorganismos, se pasó a estudiar la posibilidad de variar el tamaño o la calidad de esos granos, por consiguiente, a considerar el tipo de terreno que permitiría mayor rendimiento. Así, surgieron primeramente los procesos de filtración intermitente a través de arena y, finalmente, los modernos "filtros" o lechos biológicos contruidos con cascajo, en vez de material más fino y, los lechos de contacto, contruidos con material poroso que, sin ser finamente dividido, ofrece también gran superficie para la fijación de los microorganismos.

El empleo de la filtración que se realiza al lanzar los desagues en cualquier área de terreno, fué primeramente modificada con el descubrimiento de que determinados tipos de terreno, los arenosos, son más eficientes para el tratamiento que cualquier otro. Posteriormente, se comprobó la necesidad de una distribución uniforme del desague sobre la superficie del terreno, además de un drenaje eficiente. Estos conceptos, así como también la interpretación biológica que pasó a tener el tratamiento, llevaron a la creación de los sistemas de filtración intermitente, desarrollados en los Estados Unidos hace más de 50 años y que son aún utilizados en aquel país, sin grandes alteraciones (42)(43). Las ventajas

aducidas para la utilización que aún se hace, de ese tipo de tratamiento, son las siguientes (44): No presenta dificultades de operación; no necesita gran equipo; no produce, prácticamente, cantidades apreciables de moscas y mosquitos; los filtros son de fácil mantenimiento; el efluente es transparente; la remoción de bacterias es muy grande, no habiendo, generalmente, necesidad de clorar el efluente; es el proceso que presenta mayor grado de remoción de DBO (98%). Por otro lado, los filtros de arena presentan los siguientes inconvenientes principales: exigen grandes áreas de terreno (cerca de 20 veces más grandes que las exigidas por los filtros biológicos); no siempre se encuentran, en la localidad, arenas con características ideales para la filtración; no se puede impedir el crecimiento de maleza en el lecho filtrante, la cual es preciso eliminar periódicamente; no es muy fácil una buena distribución del desague por todo el lecho.

El buen funcionamiento de esos filtros depende principalmente (43) de un pretratamiento eficiente del desague; eficiencia del sistema de drenaje; periodicidad y volumen adecuado en la aplicación del desague; características de la arena, en cuanto al tamaño y uniformidad de los granos (espacios muy reducidos entre los granos, además de impedir el suficiente aireamiento, para las actividades de oxidación, restringe el desarrollo de microorganismos y dificulta la salida del lodo. Además de esto, esos espacios son fácilmente obstruidos por partículas contenidas en el desague, lo que disminuye la tasa de filtración).

La zona más eficiente en el tratamiento está constituida por la capa superficial de arena que va hasta los 30 cm. de profundidad, comprobándose (45) que en esa capa se encuentra la mayor parte de las bacterias formadoras de flocs, así como gran población de protozoarios. Las bacterias son las principales responsables del tratamiento que se realiza en los filtros intermitentes (44). Proliferan, adheridas a los granos de arena, formando una masa adsorbente capaz de oxidar la materia orgánica. Entre las bacterias que habitan este tipo de filtros, se destacan por orden de creciente predominancia: Zooglea ramigera; Bacillus cereus; bacterias amarillas, como Flavobacterium aquatile; Alcaligenes faecalis; actinomicas, como Nocardia y Streptomyces, siendo Nocardia mucho más frecuente que el último. Los protozoarios son Colpoda y Paramecium que, no obstante, pueden desaparecer en ciertas épocas, probablemente debido a las variaciones de temperatura, humedad, etc. Además de estos dos géneros, pueden aparecer Colpidium, Tetrahymena, Glaucoma y Leucophrys, que se alimentan de bacterias (como los dos anteriores). El flagelado Peranema, puede, también, aparecer en cantidades apreciables. Además son muy frecuentes, alcanzando números elevadísimos, las amebas, tanto testáceas, como descubiertas. Se encuentran, también metazoarios, anélidos, platelmintos, nemátodos, rotíferos, ácaros, insectos adultos y larvas. Todos estos, como también los protozoarios, parecen tener gran importancia en la remoción del lodo y del exceso de

zooglea que, cuando existe en gran cantidad, puede disminuir mucho la tasa de filtración.

Una vez reconocida la actividad biológica de los microorganismos que proliferan sobre los granos de tierra o de la arena, como principal factor en el tratamiento de los desagues, y que esa actividad depende de una adecuada ventilación que constituye fuente de oxígeno para la descomposición aerobia, se procura reducir el área necesaria para el tratamiento, construyendo filtros de mayor altura (o profundidad) (42). Como ya se dijo, la capa activa de un filtro de arena o del suelo no sobrepasa los 30 cm de espesor, ciertamente debido a la deficiente ventilación existente en las capas más profundas. Además, quedó perfectamente establecido que lo importante, en un filtro biológico, es el área ocupada por los microorganismos, en relación a la cantidad de desague que lo atraviesa, no habiendo necesidad de disponer de poros muy finos, que por lo demás, son hasta perjudiciales por obstruirse con facilidad. Se sustituyeron así, los granos de arena por pedazos de carbón coque o piedras, de preferencia porosas, a fin de proporcionar gran superficie de contacto. Con estas piedras se llenan tanques donde se lanza el desague, intermitentemente, sumergiendo completamente el material poroso en cuya superficie se desarrollan microorganismos capaces de adsorber y oxidar el desague. En esos lechos de contacto, no obstante, se desarrollan fácilmente, con condiciones de anaerobiosis, lo que da origen a la formación de una flora y fauna mixtas, como la presencia de la sulfobacteria Beggiatoa al lado de aerobios como Zooglea ramigera. Posteriormente, se introdujo la aireación forzada, por medio de la difusión del aire en el interior de los tanques por contacto. Aún así, no es un proceso de gran rendimiento. El lodo se sedimenta, en el fondo de las cámaras, siendo necesario limpiar con frecuencia. Además de los microorganismos citados, se encuentran en gran número, en esos lechos, los géneros Oicomonas, Tetramitus, Paramecium, Metopus (43).

Transformando el sistema intermitente en sistemas de lanzamiento continuo, se creó el llamado filtro o lecho biológico, bastante empleado en las modernas plantas de tratamiento de desagues. Lanzado el desague, continúa y uniformemente distribuida sobre la superficie de un gran volumen de cascajos, hay formación, sobre éstos, y en pocas semanas, de una película gelatinosa activa, constituida por hongos, bacterias, algas, protozoarios, etc. Después de completada la formación de esa capa activa, el filtro permanece en funcionamiento continuo. Los filtros biológicos pueden ser de baja capacidad, o filtros "standard", cuando es pequeño el volumen de desague aplicado por unidad de tiempo, y filtros de alta capacidad, cuando el volumen es mayor. En este último caso, el efluente es generalmente rico en materia en suspensión, además de flocs biológicos activos o muertos que constituyen, por así decir, el exceso de material acumulado sobre los cascajos y que se remueve por la acción mecánica del flujo continuo del desague. En los casos de filtros de baja capacidad ese material permanece en el filtro, siendo totalmente oxidado o ingerido por una

fauna de macro-invertebrados. El efluente es más claro, sin embargo, en el tipo anterior; se comprobó que los flocs se multiplican con mucho mayor rapidez, además de no obstruir los intersticios, ya que el exceso continuamente se remueve.

Cooke y Hirsch (46) mencionan la siguiente composición de la capa de gelatina biológicamente activa, que recubre cada uno de los cascajos de las capas superficiales: una película superior, o capa superficial, en la que existe predominancia de hongos, pero, donde se encuentran, también, bacterias y protozoarios; debajo de ésta se encuentra una capa espesa, la capa intermedia, donde hay predominancia de algas filamentosas o no (solamente en los cascajos alcanzados por la luz) incluyendo filamentos de hongos, además de protozoarios y gusanos nemátodos; finalmente, debajo de ésta y adherida a la superficie de la piedra, penetrando parcialmente en sus reentrantes, existe una capa basal constituida por un micelio de hongo que envuelve células de bacterias, algas y protozoarios. En las regiones del filtro o cascajo donde la iluminación es menos intensa, puede faltar la primera capa de hongos, quedando la capa de algas directamente expuesta. Además de esto, se encuentran, en cantidad, organismos móviles tales como algas, protozoarios, etc. que se desplazan a través de todas estas capas. Esa estructura parece ser constante en los cascajos permanentemente lavados por el desagüe: tan sólo las especies o aún los géneros pueden variar en épocas diferentes, o de un tipo a otro de filtro, como por ejemplo, de un filtro de alta capacidad de filtración a otro de baja capacidad. La denominación de zooglea, para esa gelatina, parece inadecuada en el caso de estos filtros, ya que ella está constituida, en verdad, por una gran variedad de microorganismos y no apenas por bacterias. A simple vista no se puede notar la presencia de hongos o bacterias, a no ser en ciertas ocasiones, en que la masa biológica toma coloración anaranjada, debido a la formación de esporas de los hongos de tipo *Fusarium aquaeductuum*. El micelio del hongo, que se prende a las piedras, parece tener, además de la función de descomponer la materia orgánica, el papel de fijar las colonias de bacterias, impidiendo que se desprendan de las piedras, por lo menos en ciertas épocas del año. Los hongos más frecuentemente encontrados en los filtros de alta capacidad, por orden decreciente de frecuencia son: *Fusarium aquaeductuum*, *Geotrichum candidum*, *Pullularia pullulans*. En los filtros de tipo "standard" son: *Corriothyrium fuckelli*, *Fusarium aquaeductuum* y *Geotrichum candidum*, *Sepedonium sp.*, *Ascoides rubescens*, etc. Eventualmente, pueden formarse espesos tapetes cenicientos o blancos de *Leptomitus lacteus* en áreas limitadas de los filtros de alta capacidad, en las épocas más frías del año. Además de éstos, pueden citarse decenas de otras especies de hongos que habitan los cascajos de los filtros biológicos.

Entre las algas, figuran, generalmente, los géneros comunes en aguas contaminadas: *Stigeoclonium*, *Euglena*, *Chlorella*, *Oscillatoria* y *Phormidium*, que son más frecuentes. También se encuentran musgos y hepáticas (*Marchantia*). Entre

las bacterias, se encuentran presentes, además de las especies formadoras de zooglea, algunas que descomponen compuestos nitrogenados (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) y muchas otras, responsables de varias funciones. Se encuentran, también cuando las condiciones son favorables, tubos de bacterias filamentosas del género *Sphaerotilus*, que son la causa frecuente de obstrucciones, además de *Beggiatoa* y bacterias anaerobias, principalmente en la base de la película de gelatina, cuando ésta es espesa, originando condiciones propicias; también se encuentran allí espirilos y *Chromatium*.

Los protozoarios se sitúan generalmente en las capas superficiales, siendo más frecuentes: *Epistylis* y *Opercularia* (30) *Paramecium*, *Oxytrichia*, *Euplotes* y el anaerobio *Metopus*, representando a los ciliados, devoradores de bacterias; amebas y flagelados están, también, muchas veces presentes (*Amoeba*, *Vahlkampfia*). Además se encuentran gusanos tales como los anélidos *Tubifex* y *Limnodrylus*, nemátodos, etc., y larvas de insectos, principalmente, *Psychoda*, *Polypedilum*, *Harnischia*, *Cricotopus* y *Glycotendipes*. También ácaros de los géneros *Histiogaster* e *Histosoma* son frecuentes. Todos estos organismos son benéficos para el tratamiento por ingerir materia orgánica. Sin embargo, se citan a veces, como nocivas, las formas adultas de moscas del género *Psychoda* que, cuando se presentan en gran número, pueden tornarse desagradables. Las soluciones indicadas para la remoción del exceso de estos organismos indeseables son la inundación del filtro (30), o la aplicación de insecticidas (B.H.C., en una proporción de 1.5 kg de isómero gama por hectárea, en el control de *Psychoda* y *Anisopus*) a pesar de que esta última puede alterar el balance ecológico y producir efluentes tóxicos.

Ultimamente, son los autores ingleses los que más se han dedicado al estudio de la ecología de los lechos o filtros biológicos, ya que este tipo de tratamiento -principalmente en vista de su poca flexibilidad- ha sido cada vez más, relegado en favor de los lodos activados, de creciente interés, gracias a los innumerables adelantos en el campo de la técnica de la aireación superficial, con que vienen siendo beneficiados en los últimos diez a quince años. La persistencia del interés, por parte de los ingleses, en continuar perfeccionando los lechos biológicos se justifica por el hecho de ser sus efluentes -cuando el sistema está bien operado- bastante más satisfactorios, bajo ciertos aspectos, entre los cuales se destaca el de la nitrificación. Dada la pequeña extensión (y consecuente capacidad de autopurificación) de los ríos ingleses, sus exigencias con respecto a las características físicas, químicas y biológicas de los efluentes de plantas de tratamiento de desagüe deben ser realmente mucho más rígidos.

Hawkes, uno de los autores ingleses que mayores contribuciones ha dado, en los últimos años, al campo de la ecología y dinámica de las poblaciones de los lechos biológicos,

menciona la siguiente composición, como típica de los filtros que operan con desagües de tipo doméstico (47): las bacterias heterotróficas formadoras de zooglea constituyen los consumidores primarios de la materia orgánica predominante, pudiendo ser consideradas como los principales agentes primarios de la purificación, mientras que los agentes finales serían las bacterias autotróficas nitrificantes, las cuales no pudiendo competir con las heterotróficas en las regiones ricas en nutrientes orgánicos, se encuentran localizadas en las regiones más profundas del "filtro".

Los hongos rivalizan con las bacterias heterotróficas, como consumidores primarios del alimento orgánico de los desagües. Pero en los desagües esencialmente domésticos, pueden estar ausentes o existir en cantidades insignificantes. El desarrollo exuberante de los hongos -llegando hasta la predominancia, en la superficie del lecho- está asociada principalmente a las bajas temperaturas (directa o indirectamente) y a la presencia de residuos industriales y otros factores nutritivos.

Hawkes (48) investigando la influencia de los varios factores estacionales sobre el desarrollo de hongos en los cascajos, pudo observar que, aunque esos vegetales cuando se encuentran en cultivo puro, crecen mucho mejor en las altas que en las bajas temperaturas (aunque la tasa de lisis sea también elevada) la masa del micelio producida en el lecho biológico es mayor en los períodos de invierno y primavera que en los períodos de temperatura más elevada, esto independientemente de su consumo por otros organismos. La explicación para esta aparente contradicción está en el hecho de ser, la concentración de nutrientes, en este caso, el principal factor limitativo por considerarse y, aumentando grandemente la tasa respiratoria en los períodos de mayor calor, la acumulación de productos de síntesis se hace mucho menor. También en esa investigación, se pudo comprobar que las fluctuaciones de la productividad de hongos, de acuerdo con los cambios de estación en el año, son el resultado de la competencia entre bacterias y hongos, así como del ataque bacteriano al micelio; las bajas temperaturas y la mayor concentración de carga del desagüe en el invierno favorecen a los hongos, mientras que las condiciones opuestas, del verano, favorecen a las bacterias y limitan los hongos. Además de esto, mucho mayor es la destrucción de hongos cuando la temperatura es elevada.

Los hongos, aunque consumidores primarios de la materia orgánica de los desagües -tal como las bacterias heterotróficas- forman una masa biológica (biomasa) mucho mayor que la de zooglea, para oxidar la misma cantidad de material (47). Según Painter (50), 5 á 30% de los sólidos totales de la película biológica está constituido por los hongos. Por este motivo, aunque los hongos en instalaciones que tratan residuos industriales, sean muy útiles, el control de su desarrollo es frecuentemente deseable, en los lechos biológicos, a fin de que no haya obstrucción que puede llevar a la inunda-

ción del lecho. En instalaciones de alta capacidad, generalmente, la propia velocidad de escurrimiento del líquido a través de los intersticios de las capas de cascajos es suficiente para remover el exceso de la masa biológica formada, pudiendo, en ese caso, ser importante, la "red" constituida por el micelio, como soporte para mayor retención de un mínimo de película biológica sobre cada cascajo; en filtros clásicos de baja capacidad, sin embargo, la velocidad del agua no es suficiente, pasando a desempeñar papel de gran importancia, en ese control, la fauna destructora, constituida por invertebrados que "pastan" sobre los cascajos. Los más importantes "segadores", entre los microorganismos, son los gusanos nematodos, aunque muchos otros animales cooperan, también, de manera eficiente: rotíferos y tardígrados, y entre los macroinvertebrados, se destacan algunos anélidos (*Lumbricillus*, *Enchytraeus*, etc.), moluscos, ácaros e insectos. Los colembolos *Hypogastrura viatica* (*Achourutes subviaticus*) han sido exportados de Inglaterra para ser inoculados en filtros biológicos de Armenia, Europa y Africa (47).

La composición de esa fauna varía, también, de acuerdo a los factores ambientales, como: tamaño de los cascajos, velocidad de flujo y distribución o forma de las boquillas distribuidoras del líquido sobre el lecho de cascajos. Cuando esas boquillas producen salidas espaciadas entre sí, el flujo del desagüe para abajo varía a través del lecho, formándose dos tipos de ambientes o nichos físicos, resultando una división horizontal, por zonas, de la fauna. Los gusanos oligoquetos, además de ciertas larvas de mosquitos ocupan la zona que recibe el desagüe directamente, mientras que los insectos colembolos (*Hypogastrura viatica* - *Achourutes subviaticus*) y otras larvas son más comunes en la zona inter-chorros. La comparación de diferentes tipos de boquillas distribuidoras muestra que los chorros espaciados crean condiciones que permiten la existencia de fauna más variada que las boquillas con forma de "cola de pez" o "pico de pato" (51). Las fluctuaciones de frecuencia de los varios tipos de segadores, en las diferentes estaciones del año, se determinan principalmente por la mayor o menor abundancia de su alimento, que es la masa de hongos. Los animales que soportan temperaturas bajas, de invierno (oligoquetos, larvas del díptero *Anisopus fenestralis*) son más abundantes en ese período, asumiendo importancia primordial, como controladores de la masa biológica en el período de su mayor desarrollo (49).

La limitación al crecimiento de hongos es posible, también, mediante la introducción de modificaciones en la operación de los filtros biológicos. Entre esas técnicas modificadas, se mencionan la recirculación y la doble filtración alternada y -el proceso que Hawkes (49) considera más eficiente- reducción de la frecuencia con que son aplicadas cargas sucesivas de desagüe en el lecho. En lechos circulares, esto puede lograrse reduciendo la velocidad de rotación del distribuidor rotativo. Este método, no obstante, significa la necesidad de elevar las tasas de aplicación instantánea del desagüe a fin de que pueda mantenerse la misma productividad del sis-

tema. La limitación del desarrollo de la masa biológica puede ser eficiente, también, en el control de moscas indeseables.

En las capas superficiales de los lechos descubiertos, puede presentarse un número elevado de algas, que, apesar de formar parte integrante de la masa biológica, no son consumidores de materia orgánica y, según Bartsch (52) no contribuyen, fotosintéticamente, con más de 5% del oxígeno necesario para cubrir la demanda respiratoria de la masa biológica del lecho.

6.3.2.6.2. Lodos Activados.

El principio del tratamiento que se realiza en el proceso de lodos activados es, esencialmente, el mismo ya estudiado en los anteriores. El elemento activo es el floc, formado por bacterias y otros organismos. La diferencia esencial está en que, en este proceso, no hay propiamente un substrato sólido para fijación de esos organismos, o si lo hay, está constituido por las propias partículas en suspensión en el desague. De esto resulta, evidentemente, una economía de espacio en los aparatos, que no tienen necesidad de ser llenados con cascajos u otro material de gran superficie. La superficie total de las partículas de lodo en suspensión es mucho mayor que la de los cascajos. Una segunda característica del proceso es la de que, siendo los flocs móviles y no fijos permanentemente en una determinada posición del aparato, pueden ser retirados del desague que ya se encuentra en una fase adelantada de oxidación y transferidos al desague bruto o en inicio de tratamiento, bajo forma de lodo de retorno, que acelera el proceso no sólo en virtud de la gran capacidad purificadora que tiene, sino también por constituir, ese retorno, una verdadera inoculación en masa de microorganismos purificados que se reproducirán rápidamente en un medio nuevo. La insuflación constante del aire, puede realizarse por medio de bombas, bajo presión, o por el movimiento de la masa líquida a través de la rotación de palas, cepillos u otros medios que remuevan su superficie en constante contacto con el aire atmosférico promoviendo la aireación superficial. Estos procesos no sólo ofrecen el oxígeno indispensable para la actividad respiratoria de los microorganismos depuradores, sino que también promueven la agitación del medio, distribuyendo uniformemente el lodo constituido por los flocs en toda la masa líquida.

En lo que se refiere a la naturaleza del floc o coágulo ya se describió en las páginas anteriores. Incluye, además de bacterias, gran número de otros organismos, tales como, hongos, protozoarios, algas, rotíferos, nemátodos y, algunas veces, larvas de insectos. Cuando, en su interior, existen condiciones de anaerobiosis parcial, pueden encontrarse organismos como *Beggiatoa*, etc. En general existe una matriz gelatinosa, donde se encuentran incluidos los organismos. Existen flocs constituidos por un solo tipo de organismos, como *Zooglea ramigera* o *Sphaerotilus natans*. El floc, como ya dijimos, tiene un papel de agente físico-químico en la purifica-

ción, dada su naturaleza esencialmente coloidal, adsorbiendo partículas; no obstante, además de esto, desempeña un papel biológico, asimilando la sustancia orgánica para transformarla, parte en energía y parte en nuevos organismos, a través del proceso de la síntesis. El floc puede ser así considerado casi como un elemento vivo, que se nutre y crece; también, el floc puede morir, dando origen a la formación, en su interior, de un ambiente anaerobio que determina la muerte de los elementos aerobios característicos de su estructura (43).

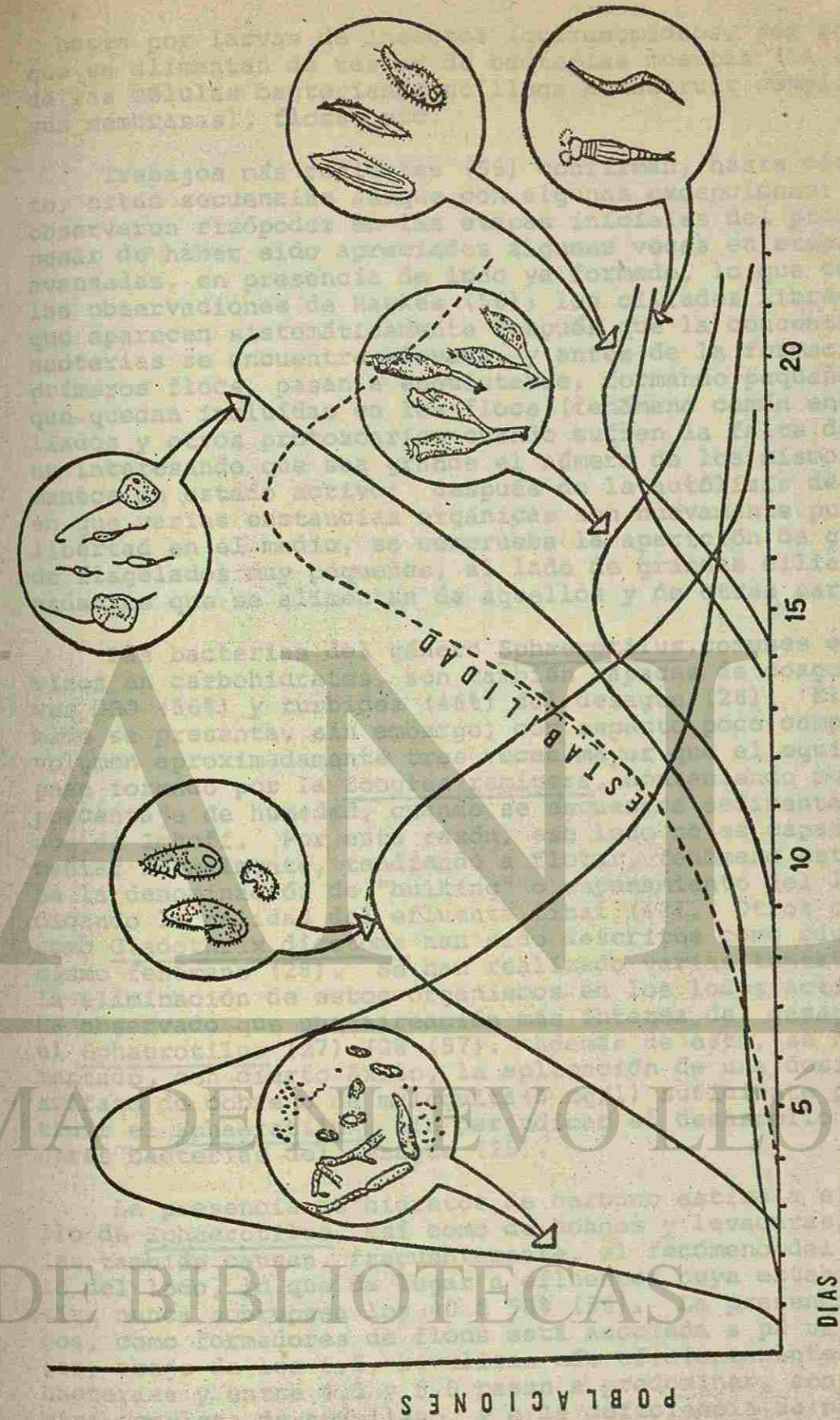
Además de *Zooglea ramigera*, se comprobó la presencia de otras bacterias en el floc (53): *Bacillus cereus*, *Escherichia intermedium*, *Paracolobactrum aerogenoides*, *Nocardia actinomorphia* y una perteneciente al género *Flavobacterium*. Con excepción de la primera, todas estas bacterias realizan remoción de DBO en el desague, en las siguientes proporciones relativas: *E. intermedium*: 76%; *P. aerogenoides*: 76%; *N. actinomorphia*: 88%; *Flavobacterium*: 78%. Además de éstas, otras bacterias, como *Aerobacter aerogenes* son también eficientes en la purificación, aunque menos activas que las anteriores. Más recientemente, muchas otras bacterias formadoras de flocs han sido apartadas de los lodos activados (22). La presencia en gran número de protozoarios en el floc, especialmente ciliados, como *Vorticella*, *Paramecium* y *Blepharisma* constituye un importante indicio de buenas condiciones del lodo activado, ya sea por su papel como reguladores del número de bacterias o por contribuir en la formación de su propio floc y también remover DBO, como ya fué mencionado.

En la oxidación biológica que se realiza en el proceso de lodos activados, se tienen que considerar los siguientes hechos ya citados anteriormente: primero, que la formación de flocs con capacidad adsorbente depende de una INACTIVIDAD PARCIAL DE LAS BACTERIAS, ya que, de otro modo, éstas no se aglutinan: esa inactividad puede ser provocada por una nutrición deficiente o por una elevada tasa de oxigenación, actuando ambas en el sentido de reducir la cantidad de energía disponible de las bacterias, las cuales no tendrán, en consecuencia, fuerzas suficientes para vencer la atracción producida por las fuerzas de Van der Waals; por otro lado, se debe recordar que la mayor tasa de metabolización de las bacterias y consecuentemente, la mayor capacidad de remoción de DBO se presenta en las fases logarítmicas y de declinación del crecimiento bacteriano, mientras que en la fase endógena, o sea, cuando, debido a un exceso de aireación y ausencia de nutrientes, las bacterias pasan a auto-digerirse, éstas exhiben capacidades metabolizadoras muy reducidas. Así, cuando se presenta la oxidación total, en los lodos activados, hay formación de flocs de alta capacidad adsorbente pero de pequeño poder oxidante. Este lodo puede auto-destruirse, muriendo más bacterias que las que se forman por síntesis, resultando como sub-producto, CO₂, agua y amoníaco en el desague. Se procura, pues obtener una situación intermedia, a través de una adecuada introducción de desague y de oxígeno, a fin de obtener bacterias con suficiente capacidad de purificación, pero que al mismo tiempo no disponga de energías tan grandes que les permitan escapar a la formación de flocs adsorbentes. En la fase logarítmica ocurre 90% de la remoción de DBO y esto se presenta en los primeros 20 minutos de aireación. La

DBO permanece almacenada, bajo la forma de glucógeno, en las bacterias, para ser metabolizada en la fase siguiente, o de declinación, resultando de esa metabolización, la formación de energía y de nuevas células (33). Evidentemente esas fases no se observan claramente en una planta de tratamiento en la que el abastecimiento de desague es continuo. Es necesario pues, que el suministro de oxígeno sea calculado, en función de la entrada del desague, a fin de evitar en los aparatos, un crecimiento logarítmico, sin coagulación, o una fase endógena, poco productiva, causada por un deficiente suministro de alimento para las bacterias.

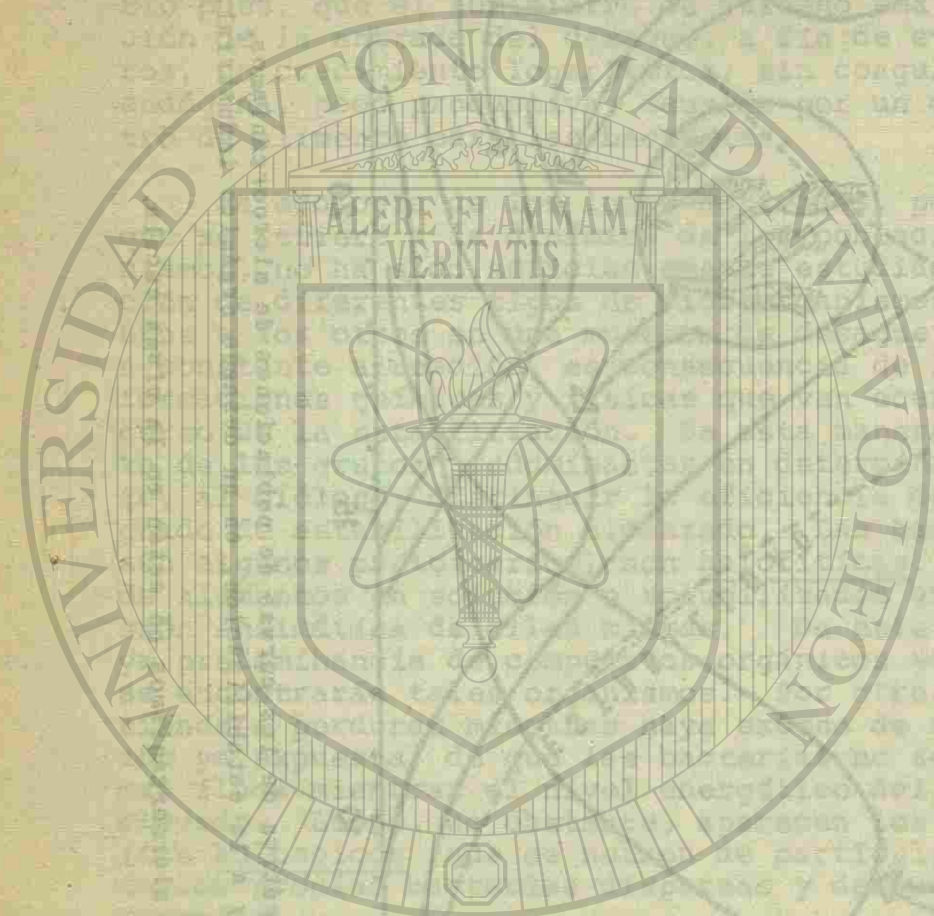
La ecología de los lodos activados, por lo menos en lo que se refiere a la dinámica de las poblaciones de microorganismos, no ha sido suficientemente estudiada. La proliferación de diferentes tipos de microorganismos que se suceden unos a los otros en una muestra de desague orgánico sometida a constante aireación, es consecuencia de la sucesión de transformaciones químicas y físicas que van ocurriendo en el transcurso de la estabilización. De esta manera, el reconocimiento de los grupos predominantes en determinado instante permite, al biólogo, distinguir la eficiencia del tratamiento o el grado de estabilización alcanzado. Las bacterias (u hongos, y aún algunos protozoarios) son holofíticas, o sea que se nutren de alimentos en solución o solubilizados externamente por acción enzimática de ellas mismas. De esta forma, mientras haya predominancia de compuestos orgánicos solubles, solamente se encontrarán tales organismos. Por otro lado esa situación tiende a perdurar mientras haya exceso de alimento, por la razón ya expuesta, de que las bacterias no se aglutinan ni forman flocs mientras el nivel energético del medio permanezca elevado. Luego, no obstante, aparecen los primeros protozoarios holozoicos (que se nutren de partículas) alimentándose de las propias bacterias dispersas y después, de los flocs formados.

De acuerdo con las observaciones originales de Barker (54) y las referencias de Hawkes (47) y de McKinney (55) los primeros protozoarios que aparecen en tales secuencias ecológicas son los rizópodos (amebas) que luego dan lugar a los flagelados incoloros que luego son sustituidos por los ciliados libre nadantes, holozoicos, los cuales alcanzan gran concentración, alimentándose de las bacterias, pero que principian a disminuir cuando la población bacteriana también disminuye, ya que, siendo organismos dotados de gran actividad locomotora, demandan cantidades extraordinariamente grandes de energía. En la fase de los flocs bien formados aparecen, en concentraciones relativamente elevadas, los ciliados fijos, pedunculados o no, pero que siendo organismo fijos, requieren menores cantidades de alimentos. Por coincidir su mayor concentración con la presencia de buena coagulación es que estos últimos organismos son universalmente reconocidos como indicadores de buenas condiciones en el funcionamiento del sistema. Al proseguir con el proceso, el sistema puede alcanzar grados de estabilización aún más elevados, con desaparición de los propios ciliados fijos que serán reemplazados por rotíferos, nemátodos



Representación esquemática de las curvas de poblaciones de microorganismos, en relación al tiempo de aireación y a la estabilización, en un desague orgánico industrial.

NOTA: Los números de microorganismos no están en la misma escala.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

hasta por larvas de insectos (quironómidos, por ejemplo), que se alimentan de restos de bacterias muertas (la autólisis de las células bacterianas no llega a destruir completamente sus membranas), flocs, etc.

Trabajos más recientes (56) confirman, hasta cierto punto, estas secuencias aunque con algunas excepciones: jamás se observaron rizópodos en las etapas iniciales del proceso, a pesar de haber sido apreciados algunas veces en etapas más avanzadas, en presencia de lodo ya formado, lo que confirma las observaciones de Hawkes (56); los ciliados libre-nadantes, que aparecen sistemáticamente después que la concentración de bacterias se encuentra elevada, y antes de la formación de los primeros flocs, pasan a enquistarse, formando pequeñas esferas que quedan incluidas en los flocs (fenómeno común entre los ciliados y otros protozoarios cuando sufren la falta de alimentos) no interesando que sea grande el número de los mismos que permanece en estado activo; después de la autólisis de bacterias, en que varias sustancias orgánicas son nuevamente puestas en libertad en el medio, se comprueba la aparición de gran número de flagelados muy pequeños, al lado de grandes ciliados libre-nadantes que se alimentan de aquellos y de otras partículas.

Las bacterias del género *Sphaerotilus*, comunes en desagües ricos en carbohidratos, son también capaces de coagular y remover DBO (56%) y turbidez (46%) del desagüe (26). El lodo formado se presenta, sin embargo, con aspecto poco compacto, con volumen aproximadamente tres veces mayor que el equivalente en peso formado por la *Zooglea ramigera*, conteniendo mucho mayor porcentaje de humedad, cuando se encuentra sedimentado en conos de Imhoff. Por esta razón, ese lodo no es capaz de sedimentar normalmente, tendiendo a flotar, fenómeno este que recibe la denominación de "bulking" o espesamiento del lodo, perjudicando la calidad del efluente final (42). Otros organismos como *Cladotrix dicotoma* han sido descritos como causantes del mismo fenómeno (28). Se han realizado varias tentativas para la eliminación de estos organismos en los lodos activados. Se ha observado que una aireación más intensa del desagüe elimina el *Sphaerotilus* (27) (28) (57). Además de esto, se ha experimentado, con cierto éxito, la aplicación de una dosis de cloro, sulfato de cobre o de malaquita (5 mg/l) suficiente para destruir el *Sphaerotilus* sin perjudicar el desarrollo normal de otras bacterias del desagüe (25).

La presencia de hidratos de carbono estimula el desarrollo de *Sphaerotilus*, así como de hongos y levaduras, los cuales también causan, frecuentemente, el fenómeno del espesamiento del lodo, lo que da lugar a efluentes cuya estabilidad relativa nunca sobrepasa los 40 a 50% (56). La presencia de hongos, como formadores de flocs está asociada a pH bajo - los hongos, abajo de los 6.5, rivalizan más eficientemente con las bacterias y entre 4.5 y 5.0 pasan a predominar, con exclusión casi completa de aquellas - y a la deficiencia de nitrógeno (55) o de fósforo (56).

Las llamadas zanjias de oxidación (58) (59) hoy de uso corriente para pequeñas instalaciones en Alemania, Holanda y Brasil, constituyen una variante simplificada del proceso de lodos activados. Se asemejan, sobretodo, a éstos, por no tener cascajos o cualquier otro substrato sólido para la fijación de los flocs, los cuales se encuentran dispersos en el medio en constante agitación producida por cepillos o palas rotativas. Entretanto, difieren del proceso anterior o por lo menos del modelo clásico, por no emplear lodo de retorno, así como por ser de aireación mecánica superficial, producida sobre los desagües brutos. Los procesos biológicos que se realizan son los mismos, así como los microorganismos que toman parte en el tratamiento del desagüe. Sin embargo, como hay deposición permanente de lodo en el fondo de las zanjias, habrá posiblemente, mayor actividad de los organismos en el fondo, tales como gusanos, larvas de insectos y otros que no presentan gran importancia en el proceso clásico de lodos activados. Instalaciones de este tipo, para el tratamiento de residuos orgánicos industriales se han empleado, con gran éxito, en el Estado de Sao Paulo, Brasil, mereciendo especial mención algunas destinadas al tratamiento de residuos del procesamiento de la yuca (*Manihot esculenta*) con un contenido de cerca de 100 mg por litro de ácido cianhídrico (60).

6.3.2.7. Aireación Bioquímica - Lagunas de Estabilización.

Desde el año de 1900 viene utilizándose, en ciudades europeas, específicamente en Estrasburgo (Francia), un sistema de tratamiento secundario de desagües, idealizado por Hofer, en que se procura imitar los procesos de estabilización natural que se realizan en los cursos de agua, gracias a la actividad biológica principalmente de microorganismos. Partiendo de la observación de que la purificación biológica en los ríos se realiza a costa de un abundante desarrollo de plantas y animales acuáticos y que ésta se observa más intensamente en los puntos del río donde es menor la velocidad de la corriente, Hofer supuso que lo mismo podría realizarse en tanques especialmente contruídos, conteniendo las mismas especies vegetales y animales capaces de consumir la materia orgánica del medio y restablecer el oxígeno disuelto. El sistema contruído en Estrasburgo (61) (62) presentaba las siguientes características: el desagüe se trataba primariamente en sedimentadores que lo clarificaban, retirando 63.4% del material sedimentable, el cual recibía tratamiento anaerobio. El efluente líquido, por otro lado, se lanzaba, a razón de 20 litros por segundo, a 4 tanques con dimensiones de 40 a 50 m de ancho por 100 a 150 m de largo, con profundidad de 0.30 m en las márgenes y 0.80 en el centro. Estos tanques recibían, además del desagüe clarificado, 60 litros por segundo de agua del río, que mezclada con el desagüe, llegaba a diluirlo. En estos tanques se colocaban, previamente, animales, tales como microcrustáceos, larvas de insectos, moluscos, etc., y vegetales, especialmente las formas fijas, enraizadas en el fondo. En el último de estos tanques, un poco más profundo que los anteriores

Tabla de Solubilidad del Oxígeno en el Agua

T°C	A dulce al nivel del mar	Agua Salada al Nivel del Mar						
		5000*	10000*	15000*	20000*	25000*	30000*	35000*
0	14,63	14,17	13,70	12,34	12,78	12,32	11,85	11,39
1	14,23	13,78	13,34	12,89	12,45	12,00	11,56	11,11
2	13,84	13,41	12,98	12,55	12,13	11,70	11,27	10,84
3	13,46	13,05	12,63	12,22	11,81	11,39	10,98	10,57
4	13,11	12,71	12,31	11,91	11,51	11,11	10,72	10,32
5	12,77	12,38	12,00	11,61	11,23	10,84	10,46	10,07
6	12,45	12,08	11,70	11,33	10,96	10,59	10,21	9,84
7	12,13	11,77	11,41	11,05	10,69	10,33	9,97	9,61
8	11,84	11,49	11,14	10,79	10,45	10,10	9,75	9,40
9	11,55	11,21	10,87	10,54	10,20	9,86	9,52	9,19
10	11,28	10,95	10,63	10,30	9,97	9,65	9,32	8,99
11	11,02	10,70	10,39	10,07	9,75	9,44	9,12	8,80
12	10,77	10,46	10,16	9,85	9,54	9,23	8,93	8,62
13	10,53	10,23	9,93	9,64	9,34	9,04	8,74	8,45
14	10,29	10,00	9,71	9,42	9,14	8,85	8,56	8,27
15	10,07	9,79	9,51	9,23	8,95	8,67	8,39	8,11
16	9,86	9,59	9,32	9,05	8,77	8,50	8,23	7,96
17	9,65	9,39	9,12	8,86	8,60	8,33	8,07	7,81
18	9,46	9,20	8,95	8,69	8,44	8,18	7,93	7,67
19	9,27	9,02	8,77	8,53	8,28	8,03	7,78	7,53
20	9,08	8,84	8,60	8,36	8,12	7,88	7,64	7,40
21	8,91	8,68	8,44	8,21	7,98	7,74	7,51	7,28
22	8,74	8,51	8,29	8,06	7,83	7,61	7,38	7,15
23	8,57	8,35	8,13	7,91	7,69	7,47	7,25	7,03
24	8,42	8,21	7,99	7,78	7,57	7,35	7,14	6,93
25	8,26	8,05	7,84	7,64	7,43	7,22	7,02	6,81
26	8,12	7,92	7,72	7,51	7,31	7,11	6,91	6,71
27	7,97	7,77	7,58	7,38	7,18	6,99	6,79	6,59
28	7,84	7,65	7,46	7,27	7,08	6,88	6,69	6,50
29	7,70	7,51	7,33	7,14	6,96	6,77	6,58	6,40
30	7,57	7,39	7,21	7,03	6,85	6,66	6,48	6,30
31	7,45	7,27	7,10	6,92	6,74	6,57	6,39	6,22
32	7,33	7,16	6,99	6,82	6,64	6,47	6,30	6,13
33	7,21	7,04	6,87	6,71	6,54	6,37	6,20	6,04
34	7,09	6,93	6,76	6,60	6,43	6,27	6,11	5,94
35	6,98	6,82	6,66	6,50	6,34	6,18	6,02	5,86

* salinidad en mg/l.

Valores calculados a partir de los últimos datos obtenidos en el laboratorio del Water Pollution Research Laboratory, Inglaterra, por Montgomery, Thom y Cockburn en 1964 (93). Valores por encima de 30°C se obtuvieron por extrapolación.

Factores de Corrección para
Saturación de Oxígeno en Diferentes Altitudes *

Altitud m	Presión mm	Factor
0	760	1.00
100	750	1.01
200	741	1.03
300	732	1.04
400	723	1.05
500	714	1.06
600	705	1.08
700	696	1.09
800	687	1.11
900	679	1.12
1000	671	1.13
1100	666	1.15
1200	655	1.16
1300	647	1.17
1400	639	1.19
1500	631	1.20
1600	623	1.22
1700	615	1.24
1800	608	1.25
1900	601	1.26
2000	594	1.28
2100	587	1.30
2200	580	1.31
2300	573	1.33
2400	566	1.34
2500	560	1.36

* según Mortimer, en Hutchinson (41).

(hasta 1 m) se colocaron peces (especialmente carpas) en número de 700 inicialmente, los cuales se alimentaban de los microorganismos que allí se desarrollaban. Así, los nutrientes introducidos con el desague eran finalmente, transformados en carne de pez, observándose que el peso medio de las carpas aumentó, efectivamente, de 329 gramos en promedio, a 1,500 gramos en el espacio de apenas siete meses.

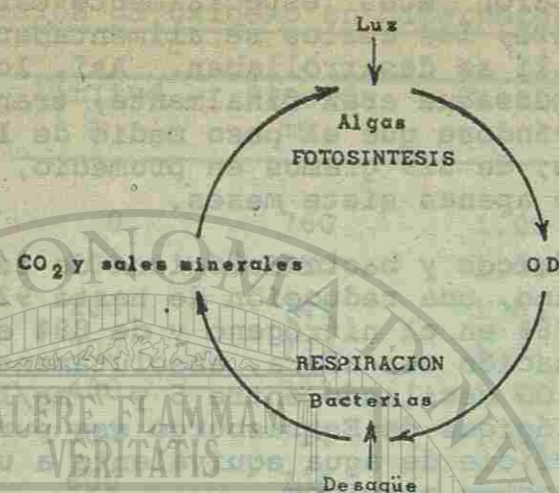
Los ensayos químicos y bacteriológicos de estos tanques acusaron, en el verano, una reducción de hasta 92.5% en el número de bacterias, 78% en el nitrógeno y de 88% en la demanda de oxígeno. La emanación era clara, absolutamente desprovista de olor y con un OD oscilando entre 5 y 7 mg/l. En las condiciones climatológicas de Estrasburgo esa purificación se obtuvo con una superficie de agua equivalente a una hectárea por cada 2,000 habitantes servidos.

En los Estados Unidos, más recientemente, se observó que los desagües lanzados a lagunas naturales o artificiales, con aguas paradas o tiempo de retención relativamente largo, sufrían un proceso de autopurificación, a través de una oxidación biológica, en la cual toman parte principalmente organismos microscópicos. Estudios más profundos, realizados principalmente a partir de 1950, demuestran que, entre estos microorganismos, los que toman parte más activa en el proceso de purificación son las bacterias, descomponiendo la materia orgánica, tal como lo hacen los cursos de agua en la autopurificación o en las cámaras de lodos activados, y las algas como elemento abastecedor de oxígeno indispensable para la respiración aerobia. Se trata, pues, de un proceso de estabilización semejante a los demás en que, el oxígeno se proporciona por vía bioquímica, como resultado de la reacción de la fotosíntesis, en lugar de ser insuflado por procesos mecánicos u obtenido por simple contacto con el aire atmosférico. Probablemente el mismo mecanismo se realiza en el sistema Hofer, predominando, también, en aquellos tanques, la actividad bacteriana y la oxigenación por medio de las algas, representando los demás organismos, como crustáceos, moluscos, e insectos, entre los heterótrofos, y las plantas enraizadas entre los autótrofos, apenas un papel secundario.

El mecanismo de estabilización consiste, pues, en lo siguiente:

1. Las bacterias aerobias, utilizando sus enzimas y procesos oxidativos en gran escala, actúan sobre la materia orgánica, descomponiéndola en moléculas más simples y más estables, liberando nutrientes para las algas, tales como anhídrido carbónico y sales minerales.

2. Las algas utilizan los nutrientes y, a través de la fotosíntesis, liberan oxígeno que ayuda a mantener las condiciones aerobias.



En esas lagunas, denominadas lagunas de oxidación o lagunas de estabilización, se procura, al contrario de los tanques de Estrasburgo, remover o impedir el crecimiento de plantas enraizadas así como de algunos animales macroscópicos, como las larvas de insectos, que pueden presentar más inconvenientes que ventajas, debido a la insignificancia de su capacidad purificadora comparada con la de los microorganismos que proliferan en números astronómicos, en ese rico medio.

El desague sufre, por regla, un tratamiento primario que separa la mayor parte de los sólidos en suspensión, los cuales serán tratados por proceso anaerobio, ya sea en digestores comunes, o aún, en una laguna anaerobia, como generalmente se realiza en los sistemas australianos de lagunas de oxidación. La parte líquida, clarificada es, a su vez, lanzada a lagunas con capacidad suficiente para permitir un tiempo de detención óptimo para la oxidación biológica aerobia. En estas lagunas proliferan un gran número de bacterias aerobias, además de varias especies de algas verdes, verdeazuladas, cloroflagelados y, eventualmente, diatomeas. Existen varias modalidades de sistemas, principalmente con respecto al número de lagunas, a la existencia de una fase anaerobia seguida de fase aerobia en dos lagunas distintas o, aún, en la misma laguna en diferentes estaciones del año, dependiendo del clima local. Entretanto, el principio de funcionamiento es el mismo en todas ellas y en todas se reconocen los mismos factores que interfieren en la eficiencia del proceso. Apenas, del punto de vista hidrobiológico, conviene considerar separadamente el sistema clásico norteamericano, del sistema australiano, ya que en este último, existe una fase de tratamiento anaerobio realizado también en lagunas que reciben el desague bruto total, mientras que en el primero hay una fase de sedimentación y clarificación que no hace parte, propiamente, del sistema de lagunas pero que obedece al proceso convencional. En el Brasil, en lugares donde las condiciones de luminosidad son excepcionalmente buenas, durante todo el año, se procede, algunas veces, al lanzamiento del desague bruto, sin clarificación previa, a una única laguna, consiguiéndose mantener condiciones aerobias durante todo el año. La separación en lagunas anaerobias y aerobias, no obstante, tiene como resultado una economía de espacio.

6.3.2.7.1. Sistema Americano.

En el sistema más utilizado por los norteamericanos, el desague, después de clarificado, es lanzado en lagunas poco profundas donde se procura mantener, por lo menos en la mayor parte del tiempo, condiciones de aerobiosis. Entretanto, especialmente en las regiones donde el invierno es más riguroso sobretodo habiendo formación de capa de hielo en la superficie, el ambiente se torna anaerobio por espacios variables de tiempo, acumulándose, entonces, lodo orgánico, en descomposición anaerobia muy lenta. Los factores que ayudan al buen funcionamiento de una laguna aerobia son aquellos factores que mejor favorecen al desarrollo y a la actividad metabólica de bacterias y algas, así como al rendimiento fotosintético de estas últimas. Son, pues, directamente, la luz, la temperatura y el suministro de nutrimentos e, indirectamente, todos aquellos que se relacionan con la producción o la limitación de los mismos, tales como: profundidad de la laguna, turbiedad, área expuesta a la luz, intensidad luminosa, carga de desague, etc. De estos factores, algunos pueden ser controlados por el técnico, ya sea por medio de precauciones en la operación, o ya sea a través de cuidados en la ejecución del proyecto del sistema: tamaño, forma, área y profundidad de la laguna, ubicación de los tubos de entrada y salida, composición del terreno, selección del lugar, carga de DBO y método de operación. Otros, no obstante, no se encuentran sujetos al control del hombre, tales como: luz, temperatura, vientos y demás factores climatológicos (63). El estudio de estos factores, que se hace a continuación, servirá no sólo para lagunas del sistema americano sino también para las lagunas aerobias que constituyen la segunda fase del sistema australiano.

1. Bacterias y Algas.

Se observa, en las lagunas donde son lanzados los desagues clarificados, la aparición de gran número de bacterias de vida libre, aerobias, de varios tipos. Además de esto, el agua, en la laguna, adquiere en poco tiempo una turbidez verdosa, causada por la presencia de algas microscópicas que allí se encuentran en número de centenas de millares de células por centímetro cúbico. En general, junto a la entrada, predominan géneros de cloroflagelados, tales como *Euglena*, *Pyrobotrys*, *Chlamydomonas*, *Lepocinclis*, *Phacus*, mientras que en las regiones donde ya se encuentra desterrada la mayor parte de la materia orgánica, pasan a dominar algas verdes como: *Chlorella*, *Chlorococcum*, (las cuales pueden encontrarse, en algunas épocas, predominando en las orillas de la laguna), *Micractinium*, *Ankistrodesmus*, *Golenkinia*, *Scenedesmus*, *Actinastrum*; algunas formas filamentosas, como *Stigeoclonium*; algas verdeazuladas, como *Microcystis*; cloroflagelados como *Pandorina*, *Gonium*, etc. Las algas verdeazuladas, aunque poco citadas en la mayor parte de las lagunas de estabilización de los Estados Unidos, pueden llegar a alcanzar números elevados, como sucede con *Microcystis*, en número superior a un millón de células por centímetro cúbico a 30 cm de profundidad; en lagunas del Estado de Sao Paulo, Brasil, producen, al descomponerse, fuerte olor a

desague, lo cual es perjudicial para las cualidades estéticas de la laguna aerobia. Existen referencias al hecho de que, en algunas lagunas del sudoeste de los Estados Unidos, la proliferación de algas verdeazuladas, así como, consecuentemente, la producción de mal olor, se encuentran relacionadas con temperaturas muy elevadas (63). El análisis comparativo de innumerables lagunas de oxidación de California reveló la existencia de una variación geográfica en la flora algológica (64). De un modo general, los análisis sistemáticos de los géneros existentes en lagunas del Estado de Sao Paulo, Brasil, (65) confirman los resultados encontrados en California, excepto con relación a las algas verdeazuladas como Microcystis, que alcanzan en Sao Paulo, números muy elevados, así como las algas verdes, Chlorococcum, no mencionadas en California. También se han observado con frecuencia las variaciones estacionales, así como las modificaciones debidas a la variación de carga de DBO, pH y otras características del efluente clarificado.

Se han realizado estudios experimentales de tratamiento de desagues utilizando cultivos de diferentes especies de algas.

En general las algas experimentadas son del género Chlorella (66) (67) (68) y Euglena (69) que son las más frecuentes en lagunas de oxidación. Sin embargo, se han obtenido buenos resultados en el laboratorio, con algas verdeazuladas filamentosas del género Oscillatoria (70).

2. Nutrientes.

El principal problema en la alimentación de los organismos es la adquisición del carbono en forma simple, como CO_2 , para la síntesis de la materia orgánica, o bien en la forma de compuestos orgánicos para ser asimilados por los organismos heterotróficos. Para las formas de vida que se desarrollan en los desagues, la fuente de carbono está principalmente constituida por los diferentes tipos de compuestos orgánicos, de que se nutren las bacterias, protozoarios y otros organismos heterotróficos y por el anhídrido carbónico resultante de la actividad de éstos, que servirá para la nutrición de los autotróficos. Algunas algas, como Chlorella, Chlorococcum, Euglena, etc., que normalmente viven autotróficamente cuando se encuentran en presencia de la luz, pueden vivir gracias a la materia orgánica, de la misma forma que las bacterias y los protozoarios, cuando la luz es escasa.

Por otro lado, también son importantes, las fuentes de algunos otros elementos que entran en la composición de la célula, especialmente nitrógeno y fósforo. Para los organismos heterótrofos estos elementos se obtienen a partir de las propias moléculas de los compuestos orgánicos más complejos, mientras que para los fotosintetizantes las principales fuentes de esos elementos son el amoníaco y las sales minerales resultantes de la descomposición de la materia orgánica, así como de otras sustancias, especialmente detergentes, que son lanza-

das al desague. Sin embargo, en general, esos elementos no llegan a constituir factores limitativos en las lagunas de estabilización, al contrario de lo que ocurre normalmente en las aguas no contaminadas. En vista de que se precisa cantidades muy pequeñas, en relación al carbono, y que se encuentran en cantidades relativamente grandes en aguas que reciben mucha materia orgánica compleja, estos elementos solamente llegan a faltar o a tornarse limitativos en el caso de haber un suministro excesivo de carbono bajo forma de compuestos simples, esto es, constituyendo moléculas que no contengan nitrógeno y fósforo. Además de esto, el fósforo, aunque presente, puede precipitarse, en forma de ortofosfatos insolubles, cuando el pH del medio se eleva a niveles mayores de 9.0 (71).

Las algas que habitan una laguna de oxidación presentan diferentes grados de auto o heterotrofismo. Por eso algunas especies son capaces de vivir en completa ausencia de luz, alimentándose de materia orgánica; otras, aunque autotróficas, pueden utilizar compuestos nitrogenados reducidos, tales como amoníaco o aún aminoácidos mientras que las autotróficas estrictas solamente pueden asimilar el nitrógeno en la forma oxidada, de nitratos. Para estas últimas, las formas más complejas de compuestos nitrogenados son, aún, tóxicas, y esto puede permitir una variación de géneros acompañando la secuencia de fases de la depuración, o sea, a lo largo de la laguna, ya que los compuestos, como proteínas, aminoácidos y amoníaco, abundantes en el desague sin oxidar, van siendo poco a poco sustituidos por nitritos y finalmente solamente por nitratos a medida que se aproxima al efluente (64).

Las algas tienden a aumentar el contenido de materia orgánica de los desagues, ya que sintetizan esas sustancias a partir de compuestos minerales. Además de formar nuevas células, reproduciéndose o creciendo, segregan, también, para el medio, sustancias orgánicas elaboradas por ellas, las cuales se disuelven en el medio. Esto ocurre en mayor cantidad, siempre que el tiempo de detención sea superior a 6 días (68) (71). Este material elaborado, así como el de las propias algas cuando mueren, pueden constituir fuente nutritiva para las bacterias, o sea, factor de DBO. Mientras las algas se mantienen vivas, su material se mantiene en forma estable, no oxidable, sin constituir factor de demanda de oxígeno y constituyendo, por el contrario, fuente de oxígeno para el medio. En cuanto a la materia orgánica segregada, en forma soluble, para el medio, no se puede decir lo mismo: es siempre un factor de demanda, debiendo evitarse su superproducción, en la medida de lo posible, a través del control del tiempo de detención.

La presencia de gas sulfhídrico, en el agua de la laguna (proveniente de áreas sépticas resultantes de deficiencias del sistema) es sumamente tóxico para las algas, aún cuando se trate de pequeñas concentraciones.

3. Temperatura.

La temperatura del agua de una laguna de estabilización acompaña, más o menos, la curva de variación de la temperatura externa, con excepción de las capas más profundas que se

mantiene más estables, pudiendo haber diferencias de hasta 5°C entre las temperaturas del fondo y de la superficie (63). La eficiencia de la laguna, con respecto a la estabilización del desague, aumenta con la elevación de la temperatura, dentro de ciertos límites. Admiten algunos autores (66) una reducción a la mitad, de la tasa de reacción en esas lagunas, para cada 10°C de descenso de la temperatura (siguiendo de cerca, pues, la curva prevista por la expresión de Van't Hoff - Arrhenius) dentro de los límites de 3 a 35°C determinados respectivamente por el enorme retraso que sufre la actividad bacteriana en las temperaturas próximas al punto de congelación del agua y, en el otro extremo, por la inactividad térmica de varios tipos de algas. De esas observaciones se concluye que, en función de la temperatura promedio local, se debe calcular el tiempo de detención en la laguna así como la carga de DBO y superficie total de la laguna, considerando que en las bajas temperaturas el tiempo de reacción debe ser prolongado. Hay, también, la posibilidad de variar el tiempo de detención, la carga de DBO o la profundidad de la laguna en diferentes estaciones del año. Con menor profundidad hay una mejor distribución de la temperatura en la masa de agua, mientras que las más profundas tienden a retener calor en el fondo, lo que es deseable, en el invierno, a fin de evitar demoras en el proceso.

4. Luz

La eficiencia de una laguna de oxidación depende, en gran parte, de la producción de oxígeno por fotosíntesis y esta producción depende, a su vez, del número de algas, o mejor dicho, de la concentración de clorofila existente en el agua de la laguna, así como, además de esto, de la intensidad luminosa. Experiencias realizadas con *Euglena gracilis*, así como con otras especies de algas frecuentes en lagunas de oxidación, revelan que apenas una pequeña porción, que representa aproximadamente del 5 al 7% del total de intensidad luminosa que llega a las algas en la superficie del agua en un día claro, es suficiente para que éstas queden saturadas de luz. Aún en días de lluvia la intensidad de luz puede ser superior al límite de saturación. El exceso, además de no poder ser utilizado en la fotosíntesis puede ser, aún, perjudicial, causando amarillamiento de las células por destrucción de la clorofila (66) (72). También debe recordarse que este pequeño porcentaje representa el máximo que puede ser utilizado, para una elevada tasa de fotosíntesis, pero si se considera únicamente la energía luminosa necesaria para que la tasa de producción de oxígeno por fotosíntesis sea simplemente superior a la de consumo por respiración de las propias algas, se comprueba que ésta representa apenas de 0.2 a 0.3% de la intensidad luminosa que, en días claros, alcanza la superficie del agua.

La intensidad luminosa, en determinada profundidad, puede variar con los siguientes factores locales (63): latitud y altitud, cobertura de nubes, etc.; factor estacional; radiación diaria; penetración de la luz incidente, de acuerdo con la profundidad, turbiedad, espuma, cobertura de hielo, etc.

(Ver Capítulo 2). En ciertos lugares, las algas situadas a profundidades mayores de 60 cm no producen suficiente cantidad de oxígeno para cubrir su propia demanda respiratoria.

Partiendo de la ecuación, ya mencionada, de Beer-Lambert (Ver Capítulo 2) se puede llegar a una fórmula:

$$d = \frac{\log \frac{I_0}{I_d}}{n}$$

la cual permite determinar, en una laguna que recibe determinada intensidad de luz, a qué profundidad se encuentran las algas en el llamado Punto de Compensación, o sea, en el punto en que producen, por fotosíntesis, tanto oxígeno como el que consumen en la propia respiración. Esta será, teóricamente, la mayor profundidad productiva de la laguna, ya que por debajo de ésta, aunque la luz aún esté presente, las algas consumirán más oxígeno del que pueden producir. Es necesario conocer de antemano el valor de I_d , o sea, la intensidad luminosa necesaria para alcanzar el punto de compensación, de las propias especies de algas en cuestión, lo que puede ser determinado en el laboratorio. Entretanto, en la mayor parte de los casos, considerando la relativamente pequeña cantidad de oxígeno producido fotosintéticamente que necesita ser elaborado por todo el conjunto de algas de la laguna, a fin de promover la estabilización, admiten los autores que son las variaciones de temperatura y no las de intensidad luminosa las que constituyen el factor más importante para promover la más eficiente actividad microbiológica en la laguna (66).

5. Profundidad.

La profundidad de la laguna es un factor importante que debe considerarse, no sólo por limitar la penetración de la luz, sino también por interferir en la distribución del calor en la masa de agua. Algunos autores admiten que este último aspecto es el más importante, ya que la temperatura es más limitativa que la luz en la mayoría de los casos (66).

En general, se calcula (en función de la temperatura como también de la penetración de luz) que la mayor eficiencia se obtiene con profundidades de 60 cm a 1 m. siendo que la mejor distribución del calor se realiza con 60 cm. En las regiones de temperatura promedio elevada y, principalmente, tomando en cuenta que la intensidad luminosa y la temperatura son factores climatológicos que se encuentran asociados, es posible que las lagunas de oxidación presenten un elevado rendimiento con las máximas profundidades admitidas o sea, cerca de un metro, a no ser que haya formación de una capa espesa de algas flotantes, principalmente *Microcystis*, que puede limitar mucho la penetración de la luz.

Otro factor que debe ser considerado en el cálculo de la profundidad de una laguna es el crecimiento de las plantas en

raizadas que puede ser perjudicial a la buena operación, así como constituir soporte para focos de larvas de insectos. En general, se observa que esa vegetación crece cuando la profundidad es inferior a 70 cm (63).

6. Producción de Oxígeno.

El proceso de tratamiento en lagunas de estabilización es un proceso aerobio, en el cual la fotosíntesis realizada por las algas constituye la principal fuente de oxígeno. Para mantener las condiciones de aerobiosis es necesario que haya un equilibrio entre el oxígeno producido o introducido y el consumido por la oxidación biológica del sistema. En ese equilibrio entran, como factores principales: la población de algas que, según Hermann y Gloyna (66) es más considerable que las variaciones de intensidad luminosa que pueden ocurrir en diferentes épocas del año; la luz y, de otro lado, la población de bacterias y otros microorganismos heterótrofos y la carga de desague por oxidarse.

El oxígeno puede no provenir exclusivamente de la fotosíntesis, siendo posible, también, la reaireación por aire atmosférico, a través de la superficie expuesta. Se puede calcular la tasa de reaireación (71) comprobándose, entonces, que ésta debe variar entre 0 y 10 mg por litro por día, con valores promedios de 1 a 4 mg por litro por día, mientras que valores más altos solamente pueden obtenerse en lagunas muy poco profundas y con fuerte agitación provocada por el viento. En estas condiciones, solamente en tiempos de detención de 10 a 100 días sería posible lograr una DBO de 100 mg por litro tan sólo con reaireación atmosférica. Esto solamente puede suceder cuando la demanda de oxígeno se deja sentir muy lentamente, debido a la inactividad de las bacterias, producida por bajas temperaturas. Los valores de la reaireación obtenidos por medio de cálculos, sin embargo, no corresponden a la realidad, a no ser cuando la producción fotosintética es muy baja. De lo contrario, se forma un contra-gradiente de concentración de oxígeno, en la capa superficial del agua, que impide la penetración del aire por simple difusión (10). Sin embargo, el viento puede ejercer un papel importante en estos casos, por provocar la mezcla del oxígeno de la superficie con todo el cuerpo de agua.

La producción de oxígeno por algas es máxima cuando éstas se encuentran en fase logarítmica de reproducción y eso cuando las condiciones de nutrición son favorables, especialmente, en las lagunas de oxidación, en lo que se refiere al suministro de carbono. Faltando carbono éstas se tornan menos ricas en clorofila, pasando a acumular reservas bajo la forma de hidratos de carbono y grasas, además de acusar una producción de oxígeno menor que su propia demanda respiratoria (67) (72). Cualquier agua que contenga 100 mg por litro de DBO es capaz de producir aproximadamente 150 mg por litro de peso seco de algas en cerca de 3 días, con una producción de 175 y hasta 200 mg de oxígeno por litro por día. En general, se puede admitir que la tasa de reoxigenación por fotosíntesis, en una laguna de oxidación, es potencialmente 10 a

20 veces mayor que la atmosférica (71). El contenido de oxígeno disuelto puede llegar, en ciertas épocas, a 35 mg/l y 400% de saturación, siendo común un OD de 10 a 20 mg/l durante el día (73). La capa de la laguna donde se encuentra una mayor producción de oxígeno recibe el nombre de zona eufótica donde se presenta la adsorción de 99% de la luz incidente. En ciertas lagunas de los Estados Unidos (Dakota) esa capa tiene espesor variable entre 5 y 70 cm, disminuyendo la producción de oxígeno a medida que se verifica la extinción de la luz. En aquellas lagunas, la producción de oxígeno cerca de los 60 cm es ya inferior a la demanda producida por los microorganismos aerobios (63).

Algunas lagunas, en malas condiciones de funcionamiento, pueden tornarse rojizas, fenómeno que generalmente se debe a la presencia de bacterias fotosintetizantes. Tales organismos, no obstante, son anaerobios y la síntesis orgánica que realizan, en presencia de la luz, difiere mucho de la síntesis clorofiliana más común. Utilizan, como fuente de carbono, compuestos tales como alcoholes y ácidos orgánicos, frecuentemente donde hay descomposición anaerobia de desagües. Otras bacterias anaerobias no consiguen, sin embargo, proseguir sus procesos de oxidación biológica, desdoblando estos compuestos hasta su transformación completa en anhídrido carbónico, lo que sólo podría ser realizado en ambiente aerobio, sirviendo el oxígeno como aceptor adecuado de hidrógeno. Las bacterias fotosintetizantes, con todo, son capaces de desdoblar aquellos compuestos, ya que utilizan la luz como fuente de energía, la cual puede ser considerada, así, como condicionadora de un potencial de oxidación capaz de permitir la asimilación de moléculas reducidas en condiciones anaerobias. Esta capacidad que ningún otro ser vivo posee -confiere a las bacterias fotosintetizantes, un habitat particular y privado (74). La fijación del anhídrido carbónico, por estas bacterias, no constituye proceso esencial de síntesis, ya que utilizan otras fuentes de carbono. Además de esto, ese proceso de síntesis no lleva a la formación de oxígeno en el medio. Pueden utilizar amoníaco como fuente de nitrógeno. No pueden ser consideradas, al lado de las algas, como participantes de la oxigenación del medio, aunque puedan tener alguna importancia, en lagunas anaerobias, relacionada con la estabilización de compuestos químicos de residuos industriales, particularmente industrias procedentes del petróleo, etc.

Con frecuencia se atribuye la formación del hidrógeno sulfurado, en las lagunas de estabilización, a la presencia de "bacterias moradas" o "bacterias fotosintéticas", pero esto no es correcto. La producción del H_2S se debe a la actividad de las bacterias "sulfato-reductoras" (ejem. *Desulfovibrio*), mientras que las bacterias fotosintéticas, así como las demás "sulfobacterias", utilizan el hidrógeno sulfurado, oxidándolo a azufre, ya sea en un ambiente anaerobio (ejem. *Thiopedia* y otros géneros de bacterias fotosintéticas) o en un ambiente aerobio (ejem. *Beggiatoa* y otras sulfobacterias incoloras). Además, la producción del hidrógeno sulfurado no se debe solamente a un "exceso de sulfatos" en el medio, como en general se puede suponer. Sin embargo, aunque los sulfatos sean uno de

los elementos que intervienen en la formación del H_2S , no se debe olvidar que esa transformación sólo tiene lugar por actividad de las bacterias estrictamente anaerobias (las sulfatos reductoras) y, por lo tanto, solamente, en ambientes sin oxígeno, y de bajo pH. Así, si en una laguna de fotosíntesis la producción de oxígeno es suficiente y su distribución es homogénea, o si el pH del ambiente es elevado, la producción de hidrógeno sulfurado es imposible, aunque sean altas las concentraciones de sulfatos. Además, cuando las condiciones anaerobias favorecen a la actividad de las bacterias reductoras, la producción del hidrógeno sulfurado es probablemente posible aún en ausencia de sulfatos, a partir de aminoácidos que contengan azufre en su molécula. Con respecto, pues, a la producción de malos olores en una laguna de estabilización, es importante garantizar un buen suministro de oxígeno (si se trata de una laguna aerobia) o una ausencia completa de este elemento, al mismo tiempo que un pH no inferior a 7.0 (en una laguna anaerobia). En este último caso, se busca la obtención de una estabilización metánica, como se verá en los próximos capítulos. Una intensa actividad fotosintética, en las lagunas aerobias, puede ser suficiente para mantener, además de la concentración de oxígeno, un pH bastante elevado. Por otro lado, la presencia de H_2S originado en un sector anaerobio de la laguna puede ser perjudicial a la laguna por ser un factor inhibitor de la fotosíntesis porque destruye la clorofila de las algas.

7. pH.

El pH de las lagunas de estabilización está sujeto a grandes variaciones que ocurren en diferentes estaciones u horas del día. La principal causa de esas variaciones está en el consumo del anhídrido carbónico realizado por las algas, en el proceso de la fotosíntesis. Siendo así, el anhídrido carbónico que es el principal responsable de la acidez de las aguas de la laguna, puede disminuir mucho durante las horas claras del día, cuando la actividad fotosintética supera la respiración de las bacterias y de las propias algas. La concentración de CO_2 se restablece durante la noche, cuando cesa la fotosíntesis, pasando a preponderar la oxidación de la materia orgánica. Por otro lado, la liberación de amoníaco que se presenta en las fases iniciales del proceso de oxidación, tiende a elevar el pH, pero en mucho menor escala que la elevación debida al consumo de CO_2 . El pH del efluente, en días favorables, puede llegar a 11.0 y el efecto tamponador de los carbonatos es muy pequeño, siendo frecuente observar un pH de 9.5 en aguas que contienen 400 mg/l de $CaCO_3$, con variaciones no mucho mayores a una unidad (71) (73).

El pH puede interferir de varias maneras, en los procesos de purificación en las lagunas. Estudios realizados con la intención de investigar la posibilidad de variaciones en la flora algológica relacionada con el pH no lograron dar resultados muy positivos, dando la impresión de que esos organismos no son susceptibles sino a variaciones extremas. Sin embargo, los diferentes factores relacionados con la variación del pH pueden ejercer acciones de otro orden sobre las

algas (64) y ya se mencionó, entre otros, el hecho de que el pH superior a 9.0 puede causar la precipitación del fósforo - bajo la forma de orto-fosfatos insolubles, limitando el crecimiento de las algas. Además de esto, muchas bacterias son sensibles a variaciones más allá de los límites de 6.0 y 9.0 y la propia tasa de fotosíntesis puede reducirse por la elevación muy acentuada del pH. El control del pH, en una laguna de estabilización, puede realizarse a través del control de la descarga del efluente y de la profundidad de la laguna, haciendo variar la tasa, en diferentes horas del día, aumentándola siempre que las condiciones de luminosidad y temperatura favorezcan la realización de la fotosíntesis. Además, habiendo una fase de tratamiento primario y digestión de lodos es siempre posible bombear este material en la fase ácida de la digestión, introduciéndolo en la laguna cuando el pH sea demasiado alto (71).

8. Carga de DBO y Area de la Laguna.

Es de fundamental importancia el estudio de la carga de DBO que debe ser lanzada a la laguna, o sea, el número de kilogramos de DBO por lanzarse al día, por unidad de superficie o de volumen de la laguna. Una carga excesiva puede causar la aparición de condiciones sépticas, permitiendo flora y fauna anaerobias, con la consecuente producción de mal olor, etc. La carga permitida varía, naturalmente, con diversos factores, inclusive con factores estacionales, relacionados principalmente con el tiempo de insolación diaria y, más aún, con la temperatura. En las regiones de clima templado, en que hay congelamiento de la superficie de la laguna en un período del año, la aparición de esas condiciones sépticas, aún con cargas mínimas es inevitable, durante un período variable de tiempo, en que se acumulan lodos en proceso muy lento, casi nulo, de digestión debido a la inactividad de las bacterias, aún anaerobias, por falta de temperatura. La descomposición anaerobia será intensa, en ese caso, al iniciarse la primavera, cuando desaparece la capa de hielo y el calor permite actividad bacteriana sensible. En los climas en que el invierno es menos rígido las variaciones no son tan grandes. La carga de desague expresada en kilogramos de DBO por día por metro cúbico (y no por metro cuadrado) adoptada por algunos autores (66) toma más en cuenta los efectos de la temperatura que se tornan importantes, como ya hemos visto, siempre que se pueda contar con una intensidad luminosa, mínima de 4,000 a 5,000 lux durante algunas horas por día, lo que siempre sucede donde no existe cobertura de hielo. Entretanto, ya que la profundidad de la laguna no puede ser ilimitada bajo pena de haber formación de una zona séptica en el fondo, donde la iluminación es escasa y hay acumulación de lodo, la superficie de la laguna es la principal dimensión que debe tomarse en consideración para el cálculo de la carga admisible.

Otras características que deben tomarse en cuenta, en la construcción de lagunas de estabilización, son las que se refieren a su forma, que debe ser la más regular posible, a fin de evitar la acumulación de espumas, con márgenes inclinados

formando taludes empinados para impedir el desarrollo de vegetación enraizada (aunque más sujetas a la erosión); a los dispositivos de entrada del desague en la laguna, debiendo ésta ser múltiple para facilitar la homogenización, y distante del margen, para facilitar la diseminación por los vientos del material flotante; a la salida que es muy importante que pueda ser operada en varias profundidades permitiendo, en caso necesario, evitar los residuos de algas de la superficie en el receptor, etc. (63).

9. Eficiencia.

Los dos criterios más usados para medir la eficiencia de un sistema de tratamiento de desagües -una medida de reducción de DBO y de los sólidos en suspensión- pierden su valor en la evaluación del tratamiento en lagunas de estabilización, y esto porque las algas que en ellas se sintetizan, son sólidos en suspensión y están constituidas por materia orgánica. Ya que la materia orgánica es sintetizada allí, sin ser obtenida por transformación del material introducido, puede presentarse el caso, frecuente, de que la cantidad de materia orgánica que constituye las algas sea mucho mayor que la cantidad originalmente introducida por el desague. El subsecuente lanzamiento de este efluente a un cuerpo de agua receptor, seguido de la muerte de las algas, las cuales se descompondrán por actividad bacteriana, puede originar demanda bioquímica de oxígeno en este receptor, lo que puede considerarse como inconveniente del sistema. Las algas lanzadas al cuerpo de agua sin embargo, no mueren inmediatamente: se diluyen en el volumen de agua, donde continúan produciendo oxígeno por un período de varias horas o días y solamente mueren en el caso de encontrar condiciones muy adversas. Pueden, además, constituir alimento riquísimo para los microcrustáceos y peces, cuando se lanzan en receptores adecuados, o pueden ser removidas del efluente por acción del cloro a 10 mg/l seguida de sedimentación (73). De cualquier forma, en el análisis del efluente para la determinación de la eficiencia, no se deben incluir los microorganismos en el total de la materia orgánica en descomposición, y la propia técnica de determinación de la DBO debe modificarse en el sentido de evitarse la interferencia de sus actividades orgánicas. La muestra para DBO con teniendo algas, al ser mantenida en ambiente iluminado, tenderá a presentar una tasa creciente de oxígeno disuelto, gracias a su producción por fotosíntesis; si esta misma muestra se mantiene en un lugar oscuro presentará una falsa demanda producida por la respiración de los microorganismos o por su descomposición, después de su muerte. Por otro lado, la filtración de la muestra, que algunas veces se realiza con el propósito de evitar este inconveniente, presenta la desventaja de remover, también, otras partículas en suspensión que serían causantes de verdadera demanda.

La reducción de la DBO que se observa en las lagunas de estabilización es tan grande o mayor que en otros sistemas de tratamiento, así como también el poder eliminar bacterias fecales y patógenas. Algunos autores sugieren que la destruc-

ción rápida que se realiza de coliformes, en presencia de las algas, se deba a la producción, por estas últimas, de compuestos semejantes a la clorelina, que es una sustancia con propiedades antibióticas, parecida a la penicilina, y que, sin embargo, tiene acción más o menos específica, que no perjudica a la actividad bacteriana normal del desague. La formación de áreas sépticas, en las lagunas, debido generalmente a fallas del proyecto o del funcionamiento, puede dar origen a mal olor. Las áreas sépticas pueden distinguirse fácilmente por la ausencia de olas por acción del viento. Su formación puede evitarse promoviendo la rápida mezcla del efluente con el desague que ya se encuentra parcialmente estabilizado en la laguna, ya sea a través de entradas múltiples o mediante cambios frecuentes del punto de entrada. Es posible usar el nitrato de sodio, como fuente de oxígeno en el medio anaerobio, satisfaciendo hasta 20% de la DBO e impidiendo la formación de H_2S (74).

Se debe evitar siempre la presencia de plantas emergentes con raíces en el fondo de la laguna. La vegetación tipo totora y otras generalmente no aparecen cuando la laguna tiene más de 70 cm de profundidad. Es necesario también remover toda la vegetación con raíces existentes antes del lanzamiento del desague, así como mantener las orillas completamente limpias de cualquier tipo de hierbas a fin de impedir el desarrollo de mosquitos y caracoles planorbídeos en el desague en estabilización.

Se han realizado algunos experimentos procurando evidenciar la capacidad de retención de isótopos radioactivos presentada por estas lagunas. Estos trabajos han demostrado que sustancias como el fósforo radioactivo pueden ser absorbidas por las algas precipitándose, cuando éstas mueren, siempre que haya suficiente tiempo de retención, dependiendo, pues, de las características dadas al proyecto. Elementos como el yodo y el cesio radioactivo, a pesar de no ser absorbidos por las algas, pueden también ser eliminados por un conjunto de reacciones químicas y bioquímicas, tales como cambios de iones y precipitaciones que normalmente se realizan en las lagunas y que constituyen un importante proceso de remoción secundaria de isótopos, siempre que haya un tiempo largo de retención (75).

6.3.2.7.2. Sistema Australiano.

En Australia, como también en otros países, inclusive el Brasil (76)(77)(78)(65), se ha utilizado un sistema en que el desague, en lugar de recibir un tratamiento primario clásico, es lanzado directamente en una laguna de volumen reducido, donde permanece por un tiempo de retención relativamente corto (cerca de 5 días) dando origen, así, a condiciones anaerobias, antes de ser lanzado en la laguna aerobia. El objetivo inicial de este proceso era tan sólo el de remover por sedimentación el material en suspensión. Sin embargo, se comprobó que además de esto, hay una gran reducción de DBO gracias a la fermentación anaerobia que allí se realiza. Se demostró tam-

bién el papel importante, que en ese tratamiento, desempeña - el propio lodo sedimentado, comprobándose que en las lagunas anaerobias que ya contenían cierta cantidad de lodo el grado de tratamiento alcanzado era mucho más elevado que en las lagunas en que el lodo era removido (79).

El tratamiento que se realiza en la laguna anaerobia no depende de la irradiación solar, no habiendo necesidad de gran superficie expuesta. Son pues, grandes digestores abiertos. Por esta razón, tales lagunas pueden ser más profundas que las aerobias, siendo las profundidades de 1.5 a 2 m las ideales para la producción de metano (81). En el proceso de purificación se forman anhídrido carbónico y metano que se desprenden en forma de burbujas, causando cierta agitación y manteniendo partículas en suspensión. Por este motivo, así como por no contener su efluente una cantidad satisfactoria de oxígeno disuelto, el sistema no puede prescindir de la fase siguiente, en la laguna aerobia, con características semejantes a las del sistema americano. La relación ideal entre el área anaerobia y la aerobia es de 1 a 5 (48). Sin embargo, los diseños de lagunas anaerobias no deben basarse en área, sino más bien en el tiempo de retención, por el mismo hecho de que son simples digestores. La aparición de condiciones sépticas, debido a la descomposición anaerobia ácida no se presenta, generalmente, en lagunas de dimensiones correctas. En lagunas de tipo "facultativo" en que hay una capa superior aerobia y otra en el fondo, anaerobia, estas condiciones se ven impedidas, entre otras cosas, por la elevación del pH producida por la propia fotosíntesis (81). Según Parker (81) en las lagunas estrictamente anaerobias, aún cuando el desague es muy rico en sulfatos, su reducción a sulfuros no se cumple cuando existe un contenido bien establecido de lodo dotado de activa capacidad fermentadora, y cuando la carga es adecuada. En estas condiciones el pH permanece entre 7.2 y 7.5 no habiendo acumulación de ácidos. La presencia de espumas en la superficie de lagunas anaerobias es altamente benéfica, por impedir la penetración del oxígeno del aire, el cual sería nocivo a la actividad de las bacterias anaerobias.

6.3.3. Biología del Tratamiento Anaerobio.

En el tratamiento anaerobio se procura obtener, en instalaciones especiales, la misma secuencia de fenómenos que se comprueba en los depósitos de lodo orgánico formados en los cursos de agua altamente contaminados. El proceso es parecido, bajo muchos aspectos, con la digestión de alimentos en los organismos animales, (inclusive en el hombre) que, como ya se vio, no es nada más que un proceso de disminución progresiva de la materia orgánica a fin de hacerla soluble permitiendo, así, su paso a través de las paredes del aparato digestivo y su incorporación a la sangre y a las células. Las reacciones que se realizan en el interior de estos órganos son, también, en parte anaerobias y muchas de las bacterias que en ella toman parte, capaces de respiración intramolecular, tienen también papel importante en algunas de las fases del proceso anaerobio de purificación. La solubilización de compuestos orgánicos por actividad enzimática recibe la denominación de digestión.

Se puede reconocer, durante el proceso, dos fases distintas: a) una primera en la que se presenta la licuefacción del material, tal como en la digestión de los animales, o sea, la transformación, por hidrólisis, de los cuerpos en suspensión de tamaños relativamente grandes, sedimentables, en sustancias solubles o, por lo menos, en una situación intermedia, finalmente dividida. Esa etapa se realiza gracias a la acción de enzimas exógenas, esto es, enzimas que una vez producidas por las bacterias quedan en libertad en el medio, donde pasan a ejercer su actividad catalizadora sobre las partículas orgánicas a fin de que éstas, solubilizadas, puedan ser posteriormente asimiladas por las células bacterianas. La celulosa y el almidón se transforman en formas solubles de azúcares; las proteínas se dividen en aminoácidos, mientras que las grasas permanecen, sin ser atacadas por las exoenzimas (55). No hay pues, una degradación química completa de las sustancias orgánicas y los productos que de ellas resultan son, en general, tanto o más inconvenientes que el propio material fresco del desague (23). Como consecuencia de la metabolización por las bacterias de esta materia, después de disuelta y absorbida, se presenta formación de gran cantidad de ácidos, causando de la disminución del pH en el medio; b) la segunda fase consiste en la gasificación del material soluble, consumido por las células, a través de una acción enzimática endógena, o sea en el interior de las propias bacterias. Los principales gases resultantes son, además del anhídrido carbónico, el metano y el gas sulfhídrico.

Análogamente a lo que sucede en el interior de un aparato digestivo animal, se observan, en el proceso de digestión del desague, fases caracterizadas por diferentes grados de pH propicios para diferentes tipos de enzimas: así, mientras los primeros pasos de la licuefacción se presentan en ambiente ácido (pH situado en torno de 5), las reacciones de la fase de gasificación exigen pH más elevado (de preferencia 6.4 a 7.2).

Según McKinney (55), la alta concentración de ácido, en la fase anterior, produce, como consecuencia, un retardamiento de la actividad metabólica de las bacterias, ya sea por el propio pH bajo o por la acumulación de un producto final en el sistema biológico, tendiendo éste a alcanzar un equilibrio; la segunda fase se inicia con la aparición de un segundo grupo de bacterias capaces de metabolizar los ácidos orgánicos formados, transformándolos en anhídrido carbónico y metano. Como resultado de la disminución progresiva de los aminoácidos hay formación de amoníaco el cual, a su vez, neutraliza parte de los ácidos remanentes, contribuyendo al establecimiento de un pH propicio para el crecimiento bacteriano de la fase metanica.

Como ya se dijo, se trata aquí, una vez más, de un ciclo de vida, en que las bacterias capaces de vida anaerobia procuran obtener energía para la realización de sus funciones y material para su autoproducción. El proceso que emplean, para la obtención, liberación y utilización de las energías compren

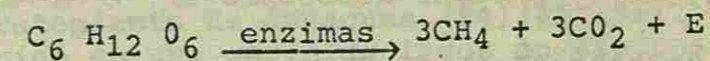
Las moléculas complejas y de elevado potencial que constituyen la materia orgánica es, también, el de la oxidación de ese material, resultando de esto la formación de compuestos de baja estructura: solamente que, no siendo capaces de utilizar oxígeno libre -cuya presencia dificulta las reacciones mencionadas, pudiendo ser considerado como elemento tóxico para las bacterias, tanto cuanto el ácido cianhídrico es tóxico para las células humanas- recurren a la oxidación intramolecular que, sin llevar a una disminución o estabilización completa, forma, como subproductos, compuestos oxidables, cuya energía no fué totalmente liberada pero que, siendo combustibles, pueden ser, finalmente, transformados por el hombre en anhídrido carbónico, mediante ignición, ofreciendo así a éste las energías que las bacterias anaerobias no pudieron aprovechar.

Las reacciones de oxidación pueden presentarse a través de dos caminos diferentes: uno, mediante la introducción, en la molécula, de átomos de oxígeno; otro, por la separación de átomos de hidrógeno. En ambos casos es necesaria la presencia de un compuesto que tenga la función de aceptor de hidrógeno, el cual en la respiración aerobia es el oxígeno. En la respiración anaerobia el aceptor constituye, generalmente, importante factor limitativo del proceso, haciendo que las bacterias utilicen, con esa finalidad, parte de la materia orgánica en degradación, originando, algunas veces, como subproductos, iguales cantidades de compuestos orgánicos reducidos y oxidados. Esto sucede, por ejemplo, en la primera etapa, o fase ácida, mencionada antes, en la cual, el balance entre oxidación y reducción, depende, estrictamente, del oxígeno químico de la materia orgánica en descomposición, los hidratos de carbono, con su relación característica.



son los más fácilmente atacados, permaneciendo, sin embargo, prácticamente inalterados en esta fase, los ácidos grasos por falta de aceptor adecuado (55). Mientras tanto, en la segunda fase, después de que se han desarrollado suficientemente las bacterias metánicas hacen uso del anhídrido carbónico como aceptor de hidrógeno, iniciándose finalmente el ataque a los ácidos grasos, que serán transformados en ácidos más simples, siendo el agua utilizada en el proceso fuente abastecedora de oxígeno. El ácido acético se transforma en metano y CO₂. Por esa razón, muchas veces, la introducción de anhídrido carbónico en los digestores puede acelerar la fase de gasificación. Se admite la posibilidad de llegar, en el futuro, a sistemas de "lodos activados anaerobios", en los que el material sedimentable será lanzado a cámaras sedimentadoras en las cuales se insuflará el anhídrido carbónico recirculado -proveniente, en parte, de la combustión del metano, el cual además de papel aceptor, tendrá la función de, tal como sucede en los lodos activados, producir agitación del material, promoviendo mayor contacto entre éste y las bacterias, lo que es muy importante para obtener rendimiento en el proceso (82).

Solamente para ilustrar el proceso de obtención de energía por las bacterias de vida anaerobia se podría suponer, teóricamente, reacciones de oxidación intramolecular como:



Sin embargo, reacciones de este tipo no se presentan en la descomposición anaerobia del desague. Las sustancias que, como la glucosa, celulosa, proteínas, aminoácidos y grasas, no son directamente transformados en metano, sufren la acción de dos grupos de bacterias en dos fases distintas, hasta llegar a la formación de metano. En la primera fase, que se realiza por medio de la acción de gran número de bacterias comunes, de putrefacción, las sustancias más complejas son transformadas en compuestos que sirven de sustrato a diferentes especies de metanobacterias que, a partir de ellas, pasan entonces a formar el metano. Tales sustratos pueden ser: formiatos, CO y H₂ (*Methanobacterium formicicum*); alcoholes primarios y secundarios y H₂ (*M. omelianskii*); propionatos (*M. propionicum*); acetatos y butiratos, (*M. sohngeniei*, *Methanococcus mazei* y *Methanosarcina methanica*); butiratos, valerianatos y caproatos (*Methanobacterium suboxydans*); formiatos, H₂ (*Methanococcus vanielli*); acetatos y butiratos (*Methanosarcina methanica*); metanol, acetatos, HCO (*M. barkerii*) (23)

La reacción general, de la formación de metano por medio de la acción de estas bacterias se expresa de la siguiente manera (82) :



donde H₂ constituye un compuesto consumido como sustrato.

El desague en fase de digestión ácida recibe la denominación de desague séptico. También se encuentran condiciones sépticas en ríos y lagos donde los lodos orgánicos, acumulándose, inician la descomposición ácida, cuya característica, fácil de reconocer, es la formación de compuestos volátiles de olor penetrante, tales como, el ácido sulfhídrico, los mercaptanos, el escatol, así como ácidos orgánicos (caprílico, butírico y otros). La formación de hidrógeno sulfurado se debe como ya se vió a la utilización del oxígeno de los sulfatos presentes, en ambientes anaerobio. En los sistemas controlados de digestión, se procura mantener las condiciones alcalinas, donde sufren descomposición tanto las sustancias nitrogenadas como los ácidos grasos y otros compuestos orgánicos, con gran producción de gas (CO₂ y metano) pero sin los inconvenientes de los compuestos con malos olores y en tiempo mucho más corto (42). Sin embargo, la introducción, en un digestor, de grandes cantidades de nuevo material por digerir es la causa de súbitos cambios que llevan a rápidos aumentos en la concentración de ácidos. Las bacterias metánicas son sumamente sensibles a la disminución del pH (y no a la toxicidad de los ácidos que la determinan), siendo por esto, importante el control constante de ácidos volátiles. La adición de iones solubles, para ayudar a la neutralización, puede ser

útil, al principio, aunque el calcio no sea lo más recomendable, como generalmente se supone al aplicar la cal. Iones monovalentes, como el sodio, potasio o amoníaco son mucho más solubles (55).

Además de bacterias, pueden encontrarse en el desague en digestión, otros tipos de microorganismos, especialmente protozoarios tales como: amebas, ciliados, etc. Sin embargo, éstos no se encuentran en tan elevada proporción, como sucede en los lodos activados y filtros biológicos; aparentemente no ejercen ningún papel en el ya citado mantenimiento de la tasa de proliferación de las bacterias.

6.3.3.1. Desinfección de los Lodos del Desague.

Los lodos resultantes del tratamiento anaerobio del desague, ya secos, constituyen materia rica en coloides además de contener cierta proporción de sustancias nutritivas para vegetales, y por lo tanto, útil como abono para la agricultura. No obstante, su empleo con esa finalidad envuelve ciertas dificultades provenientes principalmente de la presencia, en el lodo seco, de huevos de gusanos parásitos (principalmente nemátodos intestinales) además de formas de resistencia de protozoarios (tales como *Endamoeba histolytica*) y bacterias patógenas. Investigaciones de laboratorio han demostrado que quistes de amebas así como huevos de *Ascaris* y larvas de *Taenia saginata* no soportan temperaturas superiores a 60°C por más de 5 minutos, mientras que las bacterias de los géneros *Salmonella* y *Shigella* mueren al ser sometidos a esa temperatura por un espacio de tiempo superior a veinte minutos y los enterovirus a 62°C por 30 minutos ó 71°C por 15 minutos.

Las bacterias del grupo coliforme presentan, en general, idéntico grado de sensibilidad al calor pudiéndose admitir que si la relación temperatura-tiempo utilizada en los procesos de secamiento por calentamiento fuera suficiente para destruirlas, esto sería garantía suficiente de la inocuidad del lodo seco. El control de la eficiencia de esa esterilización puede hacerse mediante los resultados bacteriológicos obtenidos en pruebas presuntivas en tubos múltiples de caldo lactosado no confirmados, ya que esos resultados se deben, generalmente, a las bacterias formadoras de esporas. La significativa reducción de esas formas resistentes al secamiento por calentamiento da mayor seguridad con relación a la destrucción de patógenos sensibles al calor, así como una indicación acerca de la reducción de bacterias tales como *Clostridium welchii* y *C. tetani*, que a pesar de ser organismos que también se encuentran en los suelos pueden ofrecer algún riesgo para la aplicación manual del lodo seco como fertilizante (83).

6.3.4. El Problema de la Desmineralización de los Efluentes.

Ya en otras partes de este libro (Ver Capítulo 2 y 5) se ha hecho referencia al problema de la fertilización o eutrofización de las aguas por la introducción de sales minerales.

Gran aumento de actividad biológica, proveniente de la fertilización y caracterizado principalmente por un enorme desarrollo de algas nocivas para la utilización de las aguas, se ha observado en muchos cuerpos de agua que reciben efluentes de plantas de tratamiento de desagues (84)(85)(86). Ya es clásico lo ocurrido en una serie de lagos en Wisconsin, E. U. A., denominados Mendota, Monona, Waubesa y Kegonsa, los cuales reciben efluentes de varias plantas de tratamiento de desagues de las ciudades vecinas. Surgió, allí, el fenómeno de la floración causado por algas que, al depositarse en las márgenes se pudrían produciendo intenso mal olor. Las circunstancias se agravaron aún más porque la población de las ciudades ribereñas, tomando el olor de las algas por olor característico de desagues, hizo que la Cámara Legislativa local prohibiera, por ley, el lanzamiento de los efluentes en los referidos lagos, quedando las Plantas de Tratamiento sin poder lanzar las aguas separadas de los residuos orgánicos. El Gobierno del Estado, entretanto, vetó la ley, creando una comisión científica que realizó estudios hidrobiológicos, comprobando que el aumento del contenido de fósforo y nitrógeno era la causa del problema, y exigiendo la remoción de esos elementos de los efluentes de las Plantas de Tratamiento de Desagues. También en los Estados Unidos, en una experiencia más reciente, de utilización de efluentes tratados, de desague, para abastecimiento de una ciudad en Kansas, se comprobó que una de las causas del problema estaba en la producción de fuerte mal olor y gusto, debido al gran número de algas (45,000 por mililitro de agua) desarrolladas gracias a la elevada mineralización, lo que contribuyó a que esa agua no tuviese aceptación por parte del público (87).

En el Brasil existen varios ejemplos del mismo fenómeno, aunque no siempre bien estudiados. En el embalse Billings, en Sao Paulo, fuente que constituye uno de los mayores lagos artificiales del país, se observa el fenómeno casi permanente de floración de las aguas causado por la maciza proliferación de algas verdeazuladas, de los géneros *Microcystis* y *Anabaena*, que frecuentemente causan trastornos y grandes gastos en el tratamiento de aguas que abastecen 3 municipios cercanos (11). El fuerte olor que se produce, causado por la putrefacción de esas algas, exige el empleo de carbón activado y otros recursos costosos. El elevado contenido mineral, responsable de esas proliferaciones, se debe a los desagues parcialmente tratados, que se realiza en un punto del embalse, distante más o menos 20 kilómetros del punto de tomada para abastecimiento.

Las algas utilizan, para su nutrición, por regla, no la materia orgánica que constituye el desague, sino las sales minerales, especialmente de nitrógeno y fósforo, que resultan de su oxidación. El tratamiento de desagues generalmente no es más que una oxidación acelerada del material orgánico, siendo su efluente muy rico en esas sales. Se han realizado varias tentativas para retirar, del efluente, las sales minerales, ya sea a través de procesos físico-químicos o biológicos. En el primer caso se incluyen los procesos de coagulación en que se retiran por adsorción hasta el 99% de las sales de fósforo y parte del nitrógeno. Los coagulantes o adsorbentes

utilizados son: sulfato ferroso, sulfato férrico, sulfato de cobre, tierra de diatomeas, sulfato de aluminio, etc. Sin embargo, dada la gran cantidad de esos materiales que hay que emplear, estos procesos son muy costosos. Algunos experimentadores procuran reducir el costo total mediante el reaprovechamiento del coagulante, hecho por procesos químicos. Utilizando el sulfato de aluminio, como coagulante, se puede obtener remoción de 66% del fósforo con 100 mg/l del coagulante; 96% con 200 mg/l; ó 99% con 300 mg/l; siendo más económica la remoción de 95% del fósforo, que se obtiene con el empleo de 185 mg/l del sulfato de aluminio en un pH situado entre 7.1 y 7.7 y con un tiempo de contacto de 10 a 15 minutos (88). Esto significa un gasto en coagulante de 6 a 10 veces mayor que el empleado en el tratamiento de agua para abastecimiento. La recuperación del sulfato puede hacerse en medio alcalino (pH = 11.9) con un gasto, en reactivos, correspondiente a aproximadamente 40% del precio del sulfato y aún con la posibilidad de aprovechar el fosfato de calcio que resulta, como subproducto de la reacción. Se calcula que, por este medio, el costo del coagulante se reduce a la décima parte, sin considerar, el costo de la operación y el de las instalaciones necesarias.

El proceso biológico para la desmineralización de efluentes de plantas de tratamiento de desagues viene mereciendo, en los últimos años, la atención de los investigadores. Ya que el principal inconveniente del lanzamiento de un efluente, con teniendo sales minerales, en un agua de abastecimiento está en su capacidad de provocar el desarrollo de algas que las utilizan en su nutrición, parece lógico que el proceso que se presenta, por lo menos como el más natural, para la remoción de esas sales, sea el que consiste en crear condiciones que favorezcan al máximo, el desarrollo de las algas, en tanques especiales por donde pasarán las aguas del efluente tratado, antes de ser lanzadas. Se admite que del 80 al 90% de los fosfatos pueden ser consumidos por las algas y, por lo tanto, eliminados del efluente (90), siempre que se pueda, de algún modo, eliminar después esas algas. Experiencias realizadas en el campo, en lagunas de estabilización y en el laboratorio, con efluentes de desagues tratados (90), revelaron la posibilidad de obtener una reducción de 90% de los fosfatos solubles, y hasta más, en tiempos de contacto de 6 a 12 horas solamente. La intensidad luminosa mínima exigida por las algas está situada entre 1,000 y 2,000 lux y los géneros que mejor proliferan en esas condiciones son Chlorella, Scenedesmus y Stigeoclonium. Estas sales, después de ser adsorbidas son utilizadas por las algas, que las incorporan a su protoplasma. Se puede pensar en la utilización de estos organismos, después de muertos y eliminados del efluente por sedimentación o cualquier otro procedimiento, como alimento para peces, forraje para ganado o aún como abono rico en fósforo, nitrógeno y otros elementos (69)(91)(92). La limitación de este proceso parece estar, principalmente, en las grandes áreas de terreno necesarias para la instalación de los tanques de pequeña profundidad.

Ya se mencionó, en páginas anteriores, (Nitrificación y Desnitrificación) el proceso de remoción del nitrógeno obteni-

do por Bringmann (34) y que se realiza a través de la desnitrificación controlada y mantenimiento de un adecuado potencial redox.

6.4. Referencias.

- (1) Fair, G.M., 1939. Sewage Works Journal, 11: 445 (in "Stream Sanitation", by E.B.Phelps) E.U.A.
- (2) Camp, T.R., 1963. Water and Its Impurities. Reinhold Publishing Corporation, Chapman & Hall, Ltd. Londres, Inglaterra.
- (3) Camp, T.R., 1965. Field Estimates of Oxygen Balance Parameters. Journal of the Sanitary Engineering Division, Octubre 1967, E.U.A.
- (4) Oswald, W.J.; Golueke, C.G. & Cooper, R.C., 1964. Water reclamation, algal production and methane fermentation in waste ponds. Rep. from Int. Conf. Wat.Poll.Res., Londres, setiembre, 1962, Inglaterra.
- (5) Velz, C.J., 1958. Significance of organic sludge deposits (Resumen). Oxygen Relationships in Streams: 47-57. U.S.Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (6) Fair, G.M.; Moore, E.W. & Thomas, H.A., 1941. The natural purification of river muds and pollutional sediments. Sewage Works Journal, 13: 270-307, 756-99, 1209-28.
- (7) Edwards, R.W. & Rolley, H.L.J., 1965. Oxygen Consumption of River Muds. Journal Ecology, 53: 1-19, Inglaterra.
- (8) Edwards, R.W. & Owens, M., 1965. The Oxygen Balance of Streams. Ecology and the Industrial Society, Inglaterra.
- (9) Hull, C.H., 1958. Discussion of "Effects of impoundments on Oxygen Resources", by M.A.Churchill. (Resumen). Oxygen Relationships in Streams: 124. U.S.Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (10) Branco, S.M., 1964. Sobre a Utilizacao de Microrganismos Flagelados como Indicadores de Poluicao. Tese de Concurso a Docencia-Livre na Disciplina de Hidrobiologia (Elementos de Biologia) do Departamento de Parasitologia da Faculdade de Higiene e Saúde Pública da Universidade de Sao Paulo, Brasil.

- (11) Branco, S.M., 1966. Estudo das Condições Sanitárias da Represa Billings. Arquivos da Faculdade de Higiene e Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 20 (1): 57-86, Brasil.
- (12) Juday, C. & Schomer, H.A., 1935. The Utilization of Solar Radiation by algae at Different Depths in Lakes. The Biological Bulletin, August, 1935, pp: 75-81, E.U.A.
- (13) Edwards, R.W., 1964. Some effects of plants and animal on the conditions in fresh-water streams with particular reference to their oxygen balance. Int. Conf. Wat. Poll. Res. Londres, Sept. 1962 Inglaterra.
- (14) Gameson, A.L.H. & Barrett, M.J., 1958. Oxidation, Reaeration, and Mixing in the Thames Estuary. Oxygen Relationships in Streams: 63-93. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (15) Edwards, R.W. & Owens, M., 1962. The Effects of Plants on River Conditions. IV-The Oxygen Balance of a Chalk Stream. Journal Ecology, 50: 207-220, Inglaterra.
- (16) O'Connor, D.J. & Dobbins, W.E., 1958. Mechanism of Reaeration in Natural Streams. Transactions, 123: 641, E.U.A.
- (17) Wastler, T.A. & Wastler, N.D., 1958. A Graphical solution of the oxygen-sag equation. Sewage and Industrial Wastes, 30: 1166-1168, E.U.A.
- (18) Whipple, G.C.; Fair, G.M. & Whipple, M.C., 1954. The Microscopy of Drinking Water. John Wiley & Sons, E.U.A.
- (19) Bier, O., 1959. Bacteriologia e Imunologia. Edições Melhoramentos, São Paulo, Brasil.
- (20) Branco, S.M., 1961. Virus e sua importância nas águas de abastecimento. Revista D.A.E., 22 (40): 70-73, São Paulo, Brasil.
- (21) Wurtz, C.B., 1955. Stream biota and stream pollution. Sewage and Industrial Wastes, 27: 1270-1278, E.U.A.
- (22) McKinney, R.E., 1956. Biological flocculation. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 1: 88-100. Reinhold Publishing Co., E.U.A.
- (23) Heukelekian, H. & Curbaxani, M., Effect of certain physical and chemical agents on the bacteria and protozoa of activated sludge. Sewage Works Journal, 15: 14-29, E.U.A.

- (24) Rohlich, G.A., 1949. The biology of sewage treatment. Sewage Works Journal, 21: 659-667, E.U.A.
- (25) Lackey, J.B. & Wattie, E., 1940. The biology of Sphaerotilus natans, Kutzing, in relation to bulking of activated sludge. Sewage Works Journal, 12: 669-684, E.U.A.
- (26) Littman, M.L., 1940. Carbon and nitrogen transformations in the purification of sewage by activated sludge process, with a culture of Sphaerotilus. Sewage Works Journal, 12: 685-693, E.U.A.
- (27) Morgan, E.H. & Beck, A.J., 1928. Carbohydrate wastes stimulate growth of organisms. Sewage Works Journal, 1: 46-51, E.U.A.
- (28) Smit, J., 1934. Bulking of activated sludge. Sewage Works Journal, 6: 1041-1053, E.U.A.
- (29) Lackey, J.B., 1949. Biology of sewage treatment. Sewage Works Journal, 21: 659-667, E.U.A.
- (30) Holtje, R.H., 1943. The biology of sewage sprinkling filters. Sewage Works Journal, 15: 14-29, E.U.A.
- (31) Sawyer, C.N., 1956. Bacterial nutrition and synthesis. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 1: 3-17. Reinhold Publishing Corporation, E.U.A.
- (32) Branco, S.M., 1959. Alguns aspectos da hidrobiologia importantes para a Engenharia Sanitária. Revista D.A.E., 20 (33): 21-30; (34): 49-51, São Paulo, Brasil.
- (33) Eckenfelder Jr. W.W. & Weston. R.F., 1956. Kinetics of biological oxidation. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 1: 18-34. Reinhold Publishing Corporation, E.U.A.
- (34) Klein, L., 1966. River Pollution. III-Control. Butterworths Scientific Publications, Londres - Inglaterra.
- (35) Downing, A.L.; Painter, H.A. & Knowles, G., 1964. Nitrification in the Activated-Sludge Process. Journal and Proceedings of the Institute of Sewage Purification, part 2, 1964, Inglaterra.
- (36) Sawyer, C.N., 1940. Activated sludge oxidations. V-Influence of nitrification in determining activated sludge characteristics. Sewage Works Journal, 12: 3-17, E.U.A.

- (37) Downing, A.L. & Hopwood, A.P., 1964. Some Observations on the Kinetics of Nitrifying Activated-Sludge Plants. Rep. from Schweizerische Zeitschrift fur Hydrologie, 26 (2): 271-288, Alemania.
- (38) Downing, A.L.; Tomlinson, T.G. & Truesdale, G.A., 1964. Effect of Inhibitors on Nitrification in the Activated-Sludge Process. Journal and Proceedings of the Institute of Sewage Purification, part 6, 1964, Inglaterra.
- (39) McKinney, R.E. & Conway, R.A., 1957. Chemical oxygen in biological waste treatment. Sewage and Industrial Wastes, 29: 1097, E.U.A.
- (40) Wheatland, A.B.; Barrett, M.J. & Bruce, A.M., 1959. Some Observations on Denitrification in Rivers and Estuaries. Journal and Proceedings of the Institute of Sewage Purification, part 2: 149-159 Inglaterra.
- (41) Hutchinson, G.E., 1957. A Treatise on Limnology, vol. I. John Wiley & Sons, E.U.A.
- (42) Imhoff, K; Muller, W.J. & Thistlewayte, D.K.B., 1956. Disposal of Sewage and Other Water-Borne Wastes. Butterworths Scientific Publications, Inglaterra.
- (43) Lackey, J.B. & Smith, D.B., 1956. Factor influencing development of biological flocs. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 1: 108-115 Reinhold Publishing Corporation, E.U.A.
- (44) Calaway, W.Y., 1957. Intermittent sand filters and their biology. Sewage and Industrial Wastes, 29: 1-5, E.U.A.
- (45) Calaway, W.T.; Carroll, W.J.R. & Long, S.K., 1952. Heterotrophic bacteria encountered in intermittent sand filtration of sewage. Sewage and Industrial Wastes, 24: 642-653, E.U.A.
- (46) Cooke, W.B. & Hirsch, A., 1958. Continuous sampling of trickling filter populations. II-Populations. Sewage and Industrial Wastes, 30: 138-156, E.U.A.
- (47) Hawkes, H.A., 1956. The Ecology of Sewage Bacteria Beds. Ecology and the Industrial Society. Fifth Symposium of the British Ecological Society, Inglaterra.
- (48) Hawkes, H.A., 1963. The Ecology of Waste Water Treatment. Pergamon Press, Inglaterra.
- (49) Hawkes, H.A., 1965. Factors Influencing the Seasonal Incidence of Fungal Growths in Sewage Bacteria Beds. Int. J. Air Wat. Poll. (9): 693-714, Pergamon Press, Inglaterra.
- (50) Painter, H.A., 1954. Factors Affecting the Growth of Some Fungi Associated with Sewage Purification. The Journal of General Microbiology, 10 (1): 177-190, Inglaterra.
- (51) Hawkes, H.A., 1959. The effects of methods of sewage purification on the cology of bacteria beds. Annals Applied Biology, 47: 339-349. Inglaterra.
- (52) Bartsch, A.F., 1961. Algae as a source of oxygen in waste treatment. Journal Water Pollution Control Federation, 53: 239-249, E.U.A.
- (53) McKinney, R.E. & Horwood, M.P., 1952. Fundamental approach to activated sludge process. I-Floc-producing bacteria. Sewage and Industrial Wastes, 24: 117-123, E.U.A.
- (54) Barker, A.N., 1949. Some microbiological aspects of sewage purification. Journal of the Institute of Sewage Purification, 1: 7-22, Inglaterra.
- (55) McKinney, R.E., 1962. Microbiology for Sanitary Engineers. McGraw-Hill, Book Company, Inc., E.U.A.
- (56) Branco, S.M., 1967. A Dinamica de populacoes microbiológicas na estabilizacáo aeróbia de resíduos orgânicos de fecularias de mandioca. Revista de Saude Pública, 1: 126-140, Sao Paulo, Brasil.
- (57) Ruchhoft, C.G. & Watkins, J.H., 1928. Bacteriological isolation and study of the filamentous organisms in the activated sludge of the Plaines River sewage treatment works. Sewage Works Journal, 1: 52-58, E.U.A.
- (58) Hess, M.L., 1959. Lodós Ativados a Baixo Custo Para os Esgotos de Pequenas Cidades. (mimeografiado). Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.
- (59) Mercante, E., 1964. Prática Holandesa Sobre o Emprego de Valos de Oxidacáo. Instituto de Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, Gb. Brasil.
- (60) Hess, M.L., 1962. Tratamento de Despejos de Fecularias de Mandioca por Oxidacáo Biológica. Revista D.A.E., 23 (46) 29-35, Sao Paulo, Brasil.
- (61) Brito, F.S.R., 1926. Melhoramentos do Rio Tiete em Sao Paulo. Ed. "O Estado de Sao Paulo, Sao Paulo, Brasil.
- (62) Dienert, M., 1922. Cours d'Epuration des Eaux et Assainissement des Cours d'Eau. Ecole Spécial des Travaux Publics, Francia.
- (63) Towne, W.W. & Davis, W.H., 1957. Sewage treatment by raw sew-

- (63) age stabilization ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division. Proceeding Paper nr. 1337, E.U.A.
- (64) Silva, P.C. & Papenfuss, G.F., 1953. Report on a Systematic Study of the Algae of Sewage Oxidation Ponds. State Water Pollution Control Board, E.U.A.
- (65) Victorette, B.A., 1964. Contribuicao ao Emprego de Lagoas de Estabilizacao como processo para Depuracao de Esgotos Domesticos. Tese de Livre-Docencia, Escola Politécnica da Universidade de Sao Paulo, Sao Paulo, Brasil.
- (66) Hermann, E.R. & Gloyna, E.F., 1958. Waste stabilization ponds, III-Formulation of design equations. Sewage and Industrial Wastes, 30: 963-975, E.U.A.
- (67) Oswald, W.J.; Gotaas, H.B.; Ludwig, H.F. & Lynch, V., 1953. Algae symbiosis in oxidation ponds. II-Growth characteristics of Chlorella pyrenoidosa cultured in sewage. Sewage and Industrial Wastes, 25: 26-27, E.U.A.
- (68) Pipes, W.O. & Gotaas, H.B., 1960. Utilization of organic matter by Chlorella growth in sewage. Applied Microbiology 8: 163-169, E.U.A.
- (69) Ludwig, H.F.; Oswald, W.J.; Gotaas, H.B. & Lynch, V., 1961. Algae symbiosis in oxidation ponds. I-Growth characteristics of Euglena gracilis cultured in sewage. Sewage and Industrial Wastes, 23: 1337-1355, E.U.A.
- (70) Gaur, A.C.; Pipes, W.O. & Gotaas, H.B., 1960, Culture of Oscillatoria in organic wastes. Journal Water Pollution Control Federation, 32: 1060-1065, E.U.A.
- (71) Pipes Jr., W.O., 1961. Basic biology of stabilization ponds. Water and Sewage Works, E.U.A.
- (72) Oswald, W.J.; Gotaas, H.B.; Ludwig, H.F. & Lynch, V., 1953. Algae symbiosis in oxidation ponds. III-Photosynthetic oxygenation. Sewage and Industrial Wastes, 25: 692-705, E.U.A.
- (73) Caldwell, D.H., 1946. Sewage oxidation ponds - Performance operation and design. Sewage Works Journal, 18: 433-458, E.U.A.
- (74) Lindstrom, E.S., 1964. Ecology and physiology of the photosynthetic bacteria. Principles and Applications in Aquatic Microbiology. Ed. Heukelekian & Dondero, E.U.A.
- (75) Steel, E.W. & Gloyna, E.F., 1955. Concentration of radioactivity in oxidation ponds. Sewage and Industrial Wastes, 27: 941-956, E.U.A.
- (76) Philipovsky, C.L., 1960. Emprego de lagoas de oxidacao no tratamento de esgotos. Revista do Servico Especial de Saude Pública, 11: 287-294, Rio de Janeiro, Gb., Brasil.
- (77) Philipovsky, C.L., 1961. Notícia Sobre os Resultados da Operacao de Lagoas de Oxidacao em Sao José dos Campos, Sao Paulo, (mimeografiado), Rio de Janeiro, Gb., Brasil.
- (78) Victorette, B.A., 1961. Lagoas de oxidacao para estabilizacao de esgotos em Sao José dos Campos, Sao Paulo. Engenharia, 20: 233-241, Sao Paulo, Brasil.
- (79) Parker, C.D.; Jones, H.L. & Taylor, W.S., 1950. Purification of sewage in lagoons. Sewage and Industrial Wastes, 22: 760-775, E.U.A.
- (80) Parker, C.D., 1960. Sewage lagoons in Australia. Proc. of Symposium on Waste Stabilization Lagoons, sec. 7, E.U.A.
- (81) Oswald, W.J.; Golueke, C.G. & Cooper, R.C., 1964. Water reclamation, algal production and methane fermentation in waste ponds. Rep. from Int. Conf. Wat. Poll. Res., Londres, Sept. 1962, Inglaterra.
- (82) Kuntz, R.R. & Nesbit, J.B., 1956. A bacterium looks at anaerobic digestion. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 2: 44-47, Reinhold Publishing Corporation, E.U.A.
- (83) Connel, C.H. & Garrett Jr., M.T., 1963. Desinfection effectiveness of heat drying of sludge. Journal of Water Pollution Control Federation, 35: 1262-1268, E.U.A.
- (84) Branco, S.M., 1960. Os sais minerais como fatores de poluicao. Revista D.A.E., 21 (36): 49-51, Sao Paulo Brasil.
- (85) Lackey, J.B. & Sawyer, C.N., 1945. Plankton productivity of certain south-eastern Wisconsin lakes as related to fertilization. I-Surveys. Sewage Works Journal, 17: 573-585, E.U.A.
- (86) Sawyer, C.N., 1956. Bacterial nutrition and synthesis. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 1: 3-17. Reinhold Publishing Corporation, E.U.A.
- (87) Metzler, D.F. et al., 1958. Emergency use of reclaimed water for potable supply at Chanute, Kan. Journal of American Water Works Assn., 50: 1021-1060, E.U.A.
- (88) Lea, W.L.; Rohlich, G.A. & Katz, W.J., 1954. Removal of phosphates from treated sewage. Sewage and Industrial Wastes, 26: 261-275, E.U.A.

(89) Bogan, R.H. A Treatment Process for Removing Phosphorus from Sewage and Industrial Wastes, (mimeografía do), E.U.A.

(90) Bogan, R.H., 1961. The Use of algae in roving nutrients from domestic sewage. Algae and Metropolitan Wastes. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.

(91) Oswald, W.J., 1960. The Coming Industry of Controlled Photosynthesis, (mimeografiado), E.U.A.

(92) Sena, O.L.S., 1963, A Lagoa de Estabilizacao de Esgotos. Início do seu Uso no Brasil e a Teoria da Nova Agricultura das Algas, (mimeografiado), Escola de Engenharia da Universidade da Bahia, Salvador-Brasil.

(93) Montgomery, H.A.C.; Thom, N.S.; Cockburn, A., 1964. Determination of dissolved oxygen by the Winkler method and the solubility of oxygen in pure water and sea-water. Journal of Applied Chemistry, 5: 53-62, Inglaterra.

(82) Kuntz, R.R. & Neff, J.A., 1958. A bacterium lacking anaerobic digestion. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 2: 44-47, Reinhold Publishing Corporation, E.U.A.

(83) Connel, C.H. & Garrett, M.P., 1953. Disinfection effectiveness of heat drying of sludge. Journal of Water Pollution Control Federation, 35: 1282-1288, E.U.A.

(84) Branco, E.M., 1960. Os ácidos minerais como fatores de poluição. Revista S.A.E., 31 (35): 49-51, São Paulo, Brasil.

(85) Lackey, J.H. & Sawyer, C.W., 1945. Plankton productivity of certain south-eastern Wisconsin lakes as related to fertilization. Journal of the American Water Works Association, 37: 272-282, E.U.A.

(86) Sawyer, C.W., 1955. Bacterial nutrition and synthesis. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 1: 3-17, Reinhold Publishing Corporation, E.U.A.

(87) Morley, D.L. et al., 1958. Emergency use of reclaimed water for potable supply at Chavara, Kan., Jour. of American Water Works Assn., 50: 1021-1026, E.U.A.

(88) Lee, W.J., Rollich, G.A. & Kern, W.J., 1954. Removal of phosphates from treated sewage. Water and Sewerage, 36: 261-272, E.U.A.

IDENTIFICACION DE ALGAS DE INTERES SANITARIO

Se han seleccionado, en este Capítulo, solamente las técnicas más simples y los aparatos más sencillos de los que se emplean generalmente en hidrobiología sanitaria. Pero, para fines de investigación limnológica se pueden emplear muchos otros métodos que se encuentran descritos en los tratados especiales.

7.1. Toma de Muestras.

La toma de muestras, para fines de hidrobiología, no ofrece ninguna dificultad. No son necesarios frascos esterilizados ni tampoco otras precauciones que son obligatorias en la técnica bacteriológica. La recolección se hace en un sitio señalado y a una profundidad determinada previamente. Si la muestra tomada no es analizada en un plazo de 24 horas, ésta debe ser mantenida en una caja con hielo (o un refrigerador) o conservada añadiéndole formaldehído, en una concentración de 4 por ciento. Cuando se desea una mayor concentración de los microorganismos, para estudios sistemáticos, es necesario el empleo de una red de plancton, que es como un embudo hecho de una tela de seda muy fina (Bolting Silk N°20 á 25, o sea, con 173 á 200 mallas por pulgada). En cualquier caso, no se debe llenar totalmente el frasco, con la muestra, pero se debe dejar 1/3 de su volumen con aire, para la respiración de los microorganismos.

7.2. Recuento.

El recuento de microorganismos, para la evaluación de su concentración en 1 ml de agua, se hace por varios procedimientos. Los más usuales son los que utilizan la celda contadora de Sedgwick-Rafter. Esta celda es un porta objeto que contiene un recipiente rectangular, con dimensiones de 20 x 50 mm, con una profundidad de 1 mm (volumen total de 1 ml). La colocación de la muestra de agua en la celda de Sedgwick-Rafter se hace como se ve en la figura. En general, se emplea para la observación, un objetivo 10 x. Objetivos más potentes no pueden ser empleados con la celda de recuento, pues ésta tiene un espesor muy grande. El número de microorganismos enfocados en un campo visual debe ser multiplicado por el número de campos existente en toda la celda (o sea, en un área de 20 x 50 mm, o mejor dicho, en 1 ml de muestra). Hay dos procedimientos principales, para conocer el número de campos existente en la superficie de la celda.

a) Método de Whipple. En este método se mide el área del campo visual (el cual es variable para cada objetivo y ocular utilizado) con auxilio del micrómetro ocular de Whip

(89) Bogan, R.H. A Treatment Process for Removing Phosphorus from Sewage and Industrial Wastes, (mimeografía do), E.U.A.

(90) Bogan, R.H., 1961. The Use of algae in removing nutrients from domestic sewage. Algae and Metropolitan Wastes. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.

(91) Oswald, W.J., 1960. The Coming Industry of Controlled Photosynthesis, (mimeografiado), E.U.A.

(92) Sena, O.L.S., 1963, A Lagoa de Estabilizacao de Esgotos. Início do seu Uso no Brasil e a Teoria da Nova Agricultura das Algas, (mimeografiado), Escola de Engenharia da Universidade da Bahia, Salvador-Brasil.

(93) Montgomery, H.A.C.; Thom, N.S.; Cockburn, A., 1964. Determination of dissolved oxygen by the Winkler method and the solubility of oxygen in pure water and sea-water. Journal of Applied Chemistry, 5: 53-62, Inglaterra.

(82) Kuntz, R.R. & Neff, J.A., 1958. A bacterium lacking anaerobic digestion. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 2: 44-47, Reinhold Publishing Corporation, E.U.A.

(83) Connel, C.H. & Garrett Jr., M.T., 1953. Disinfection effectiveness of heat drying of sludge. Journal of Water Pollution Control Federation, 35: 1582-1588, E.U.A.

(84) Branco, E.M., 1960. Os ácidos minerais como fatores de poluição. Revista S.A.E., 31 (35): 49-51, São Paulo, Brasil.

(85) Lackey, J.H. & Sawyer, C.W., 1945. Plankton productivity of certain south-eastern Wisconsin lakes as related to fertilization. Journal of the American Water Works Association, 37: 573-582, E.U.A.

(86) Sawyer, C.W., 1955. Bacterial nutrition and synthesis. Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, 2: 3-17, Reinhold Publishing Corporation, E.U.A.

(87) Morley, D.L. et al., 1958. Emergency use of reclaimed water for potable supply at Chavara, Kan., Jour. of American Water Works Assn., 50: 1021-1026, E.U.A.

(88) Lee, W.J., Rollich, G.A. & Kern, W.J., 1954. Removal of phosphates from treated sewage. Water and Sewerage, 36: 561-572, E.U.A.

CAPITULO 7

TECNICAS GENERALES PARA LA TOMA DE MUESTRAS, RECUESTO E

IDENTIFICACION DE ALGAS DE INTERES SANITARIO

Se han seleccionado, en este Capítulo, solamente las técnicas más simples y los aparatos más sencillos de los que se emplean generalmente en hidrobiología sanitaria. Pero, para fines de investigación limnológica se pueden emplear muchos otros métodos que se encuentran descritos en los tratados especiales.

7.1. Toma de Muestras.

La toma de muestras, para fines de hidrobiología, no ofrece ninguna dificultad. No son necesarios frascos esterilizados ni tampoco otras precauciones que son obligatorias en la técnica bacteriológica. La recolección se hace en un sitio señalado y a una profundidad determinada previamente. Si la muestra tomada no es analizada en un plazo de 24 horas, ésta debe ser mantenida en una caja con hielo (o un refrigerador) o conservada añadiéndole formaldehído, en una concentración de 4 por ciento. Cuando se desea una mayor concentración de los microorganismos, para estudios sistemáticos, es necesario el empleo de una red de plancton, que es como un embudo hecho de una tela de seda muy fina (Bolting Silk N°20 á 25, o sea, con 173 á 200 mallas por pulgada). En cualquier caso, no se debe llenar totalmente el frasco, con la muestra, pero se debe dejar 1/3 de su volumen con aire, para la respiración de los microorganismos.

7.2. Recuento.

El recuento de microorganismos, para la evaluación de su concentración en 1 ml de agua, se hace por varios procedimientos. Los más usuales son los que utilizan la celda contadora de Sedgwick-Rafter. Esta celda es un porta objeto que contiene un recipiente rectangular, con dimensiones de 20 x 50 mm, con una profundidad de 1 mm (volumen total de 1 ml). La colocación de la muestra de agua en la celda de Sedgwick-Rafter se hace como se ve en la figura. En general, se emplea para la observación, un objetivo 10 x. Objetivos más potentes no pueden ser empleados con la celda de recuento, pues ésta tiene un espesor muy grande. El número de microorganismos enfocados en un campo visual debe ser multiplicado por el número de campos existente en toda la celda (o sea, en un área de 20 x 50 mm, o mejor dicho, en 1 ml de muestra). Hay dos procedimientos principales, para conocer el número de campos existente en la superficie de la celda.

a) Método de Whipple. En este método se mide el área del campo visual (el cual es variable para cada objetivo y ocular utilizado) con auxilio del micrómetro ocular de Whip

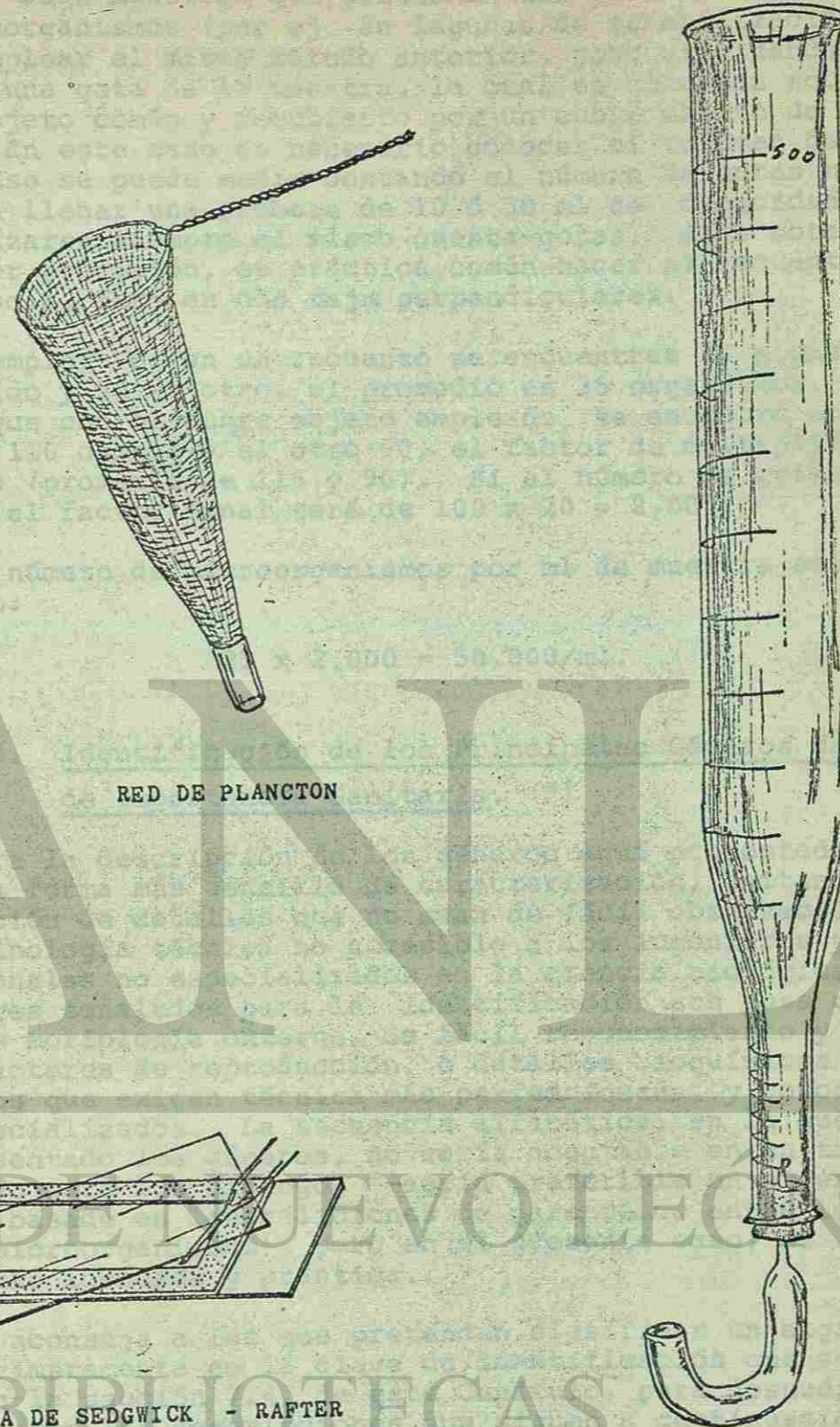
ple. Este es un disco de vidrio, que contiene un retículo grabado que divide el campo en cien partes o cuadraditos iguales. El valor, en micras, del área de cada uno de esos cuadraditos varía según el objetivo utilizado. Por ese motivo, dicho valor debe ser previamente medido, para cada objetivo del microscopio, con auxilio de un micrómetro de objetivo, o sea, una lámina de vidrio que contiene, en el centro, una línea con 1 mm de longitud, dividida en 100 partes iguales (10 micras). Se coloca ese micrómetro en la platina del microscopio, del mismo modo como se colocaría un porta objetos. Se focaliza la línea, colocándose el micrómetro de Whipple en el ocular, se hace la superposición de ambos y, de esa manera se puede medir el lado de uno de los cuadraditos. Una vez conocida el área del cuadradito, se obtiene el área del campo, multiplicando ese valor por 100, y por lo tanto, el número de campos comprendido en toda la celda de Sedgwick-Rafter.

Por ejemplo, si el cuadradito mide 10 divisiones, o sea, 100μ de lado, se tiene que su área es de $100 \times 100 = 10,000 \mu^2$ y el área del campo será: $100 \times 10,000 \mu^2 = 1,000,000 \mu^2$. La celda de Sedgwick-Rafter mide $2 \times 5 \times 10^8 \mu^2 = 1,000,000,000 \mu^2$, o sea, que contiene 1,000 campos. Luego se multiplica el número de microorganismos promedio, contado digamos en 10 campos, por el número de campos que hay en la celda:

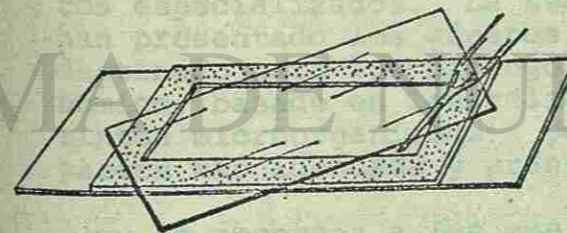
Nº promedio por campo $\times 1000 =$ número de microorganismos en la celda, o sea, en un mililitro de la muestra.

Cuando el número de algas por campo es muy pequeño, el resultado será poco aproximado al real. Para ello se concentra el contenido de algas, empleándose una centrifugadora continua, de Foerst, o el embudo de Sedgwick-Rafter. Este último es el método más conocido. La muestra contenida en el embudo (500 ml) es filtrada a través de la arena fina, que retiene solamente los microorganismos, eliminando toda el agua por succión. Después de separada el agua, se agregan 5 ml de agua limpia y se obtiene una suspensión de los mismos microorganismos, pero en un volumen 100 veces menor de agua. Esto es equivalente a elevar en 100 veces la concentración de microorganismos. El resultado final del recuento será, pues, dividido por 100, para que se obtenga la concentración real de microorganismos por ml de muestra.

b) Método del Recuento por Hileras. En este método se cuentan todos los microorganismos que se encuentran en una faja del ancho del campo, en toda la longitud de la celda de Sedgwick-Rafter. La concentración de microorganismos por ml se obtiene simplemente multiplicando el número obtenido de microorganismo por el número de campos existente en el ancho de la celda. El número de campos puede ser contado directamente, al microscopio, sin auxilio de retículos o de micrómetros.

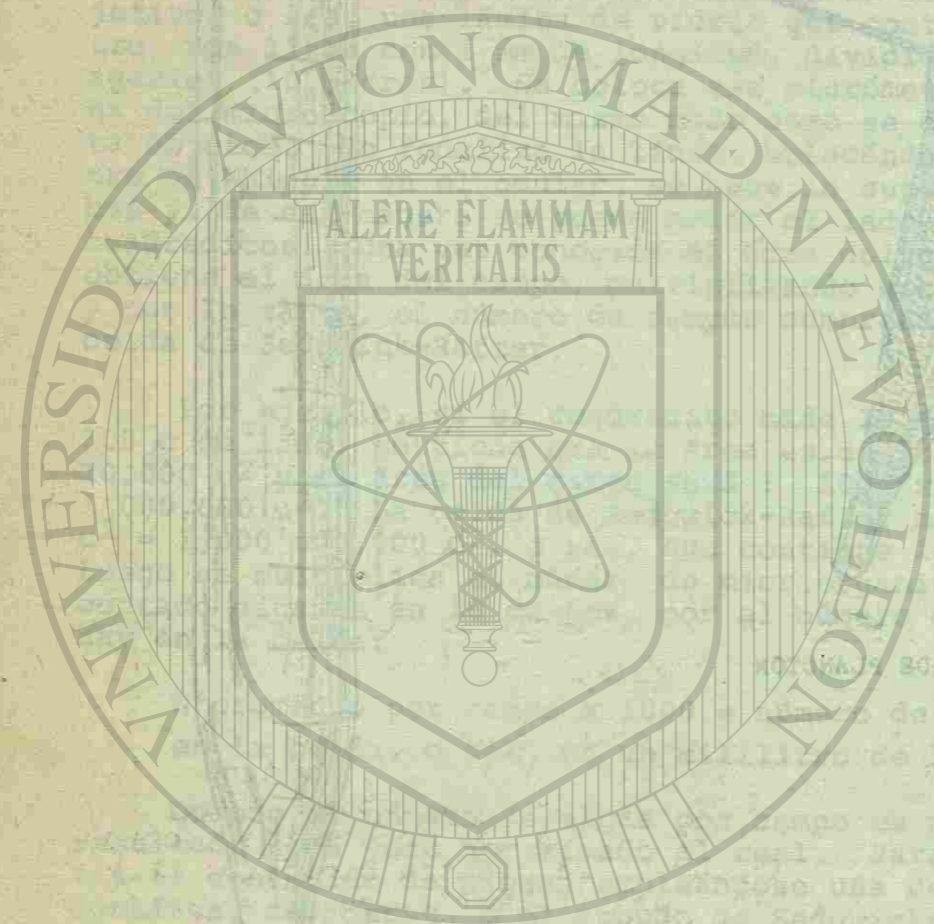


RED DE PLANCTON



CELDA DE SEDGWICK - RAFTER

EMBUDO DE SEDGWICK - RAFTER



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA

DIRECCIÓN GENERAL

c) Para muestras que contienen una gran concentración de microorganismos (por ej. en lagunas de estabilización) se puede emplear el mismo método anterior, pero utilizando solamente una gota de la muestra, la cual es colocada sobre un porta objeto común y recubierto por un cubre objeto de 22 x 22 mm. En este caso es necesario conocer el volumen de la gota. Eso se puede medir contando el número de gotas necesario para llenar una probeta de 10 ó 50 ml de capacidad. Debe utilizarse siempre el mismo cuenta-gotas. Para obtener una mayor precisión, es práctica común hacer el recuento no en una sola, pero en dos fajas perpendiculares.

Ejemplo: Si en un recuento se encuentran 20 algas en un sentido y 30 en otro, el promedio es 25 organismos. Suponiendo que con el cubre objeto empleado, se encontró en un sentido 110 campos y el otro 90, el factor de multiplicación será 100 (promedio de 110 y 90). Si el número de gotas es 20 por ml, el factor final será de $100 \times 20 = 2,000$.

El número de microorganismos por ml de muestra será, en ese caso:

$$25 \times 2,000 = 50,000/\text{ml.}$$

7.3. Identificación de los Principales Géneros de Algas de Importancia Sanitaria. (*)

Para la descripción de los géneros aquí presentados se buscó la forma más sencilla de caracterización, evitando la utilización de detalles que no sean de fácil observación, o de terminología técnica no accesible a los ingenieros y otros profesionales no especializados en la ciencia biológica. Los caracteres señalados para la identificación son pues caracteres de morfología externa, de fácil reconocimiento y no los caracteres de reproducción, o detalles bioquímicos y morfológicos que exigen técnica más perfeccionada, y conocimientos especializados. La secuencia alfabética, en la que se han presentado los géneros, no sería aceptable en un trabajo destinado para los biólogos -sería preferible un orden taxonómico, basado en las relaciones de parentesco entre los distintos microorganismos- pero en el presente caso, es la que parece más adecuada y práctica.

Se aconseja a los que pretendan clasificar un alga, ubi-carla primeramente en la clave de identificación que se presenta en la sección 7.4, de este Capítulo, para después confirmarlo con las descripciones que siguen a continuación.

(*) Reproducción modificada de un trabajo del autor y colaboradores, publicado en la Revista D.A.E., en 1963 (2).

1. ACHNANTHES

Grupo sistemático: Diatomea.

Descripción: En vista valvar presenta una forma elíptica generalmente con contorno ondeado simétricamente en relación a un plano longitudinal de simetría. En vista pleural posee una curva saliente en la valva superior y otra curva entrante, correspondiente al anterior, en la valva inferior. Esas dos curvas dan a la frústula, un aspecto sigmoide u ondeado. No existe, pues, simetría bilateral según un plano longitudinal, en esta vista. Se pueden encontrar flotando libremente. Sin embargo, es más frecuente encontrarlas fijas a un cuerpo sólido por un pédunculo gelatinoso. Pueden formar colonias de varios individuos ligados por las valvas.

Significado sanitario: Proliferan fijas en las paredes de los reservorios. Son resistentes a la presencia de desagües industriales que contienen cobre, compuestos fenólicos o hidrógeno sulfurado.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre. Muy sensibles al cloro (0.25 mg/l, en general). Sensibles al 2,3 dicloro naftoquinona, al DAC y a las rosinaminas.

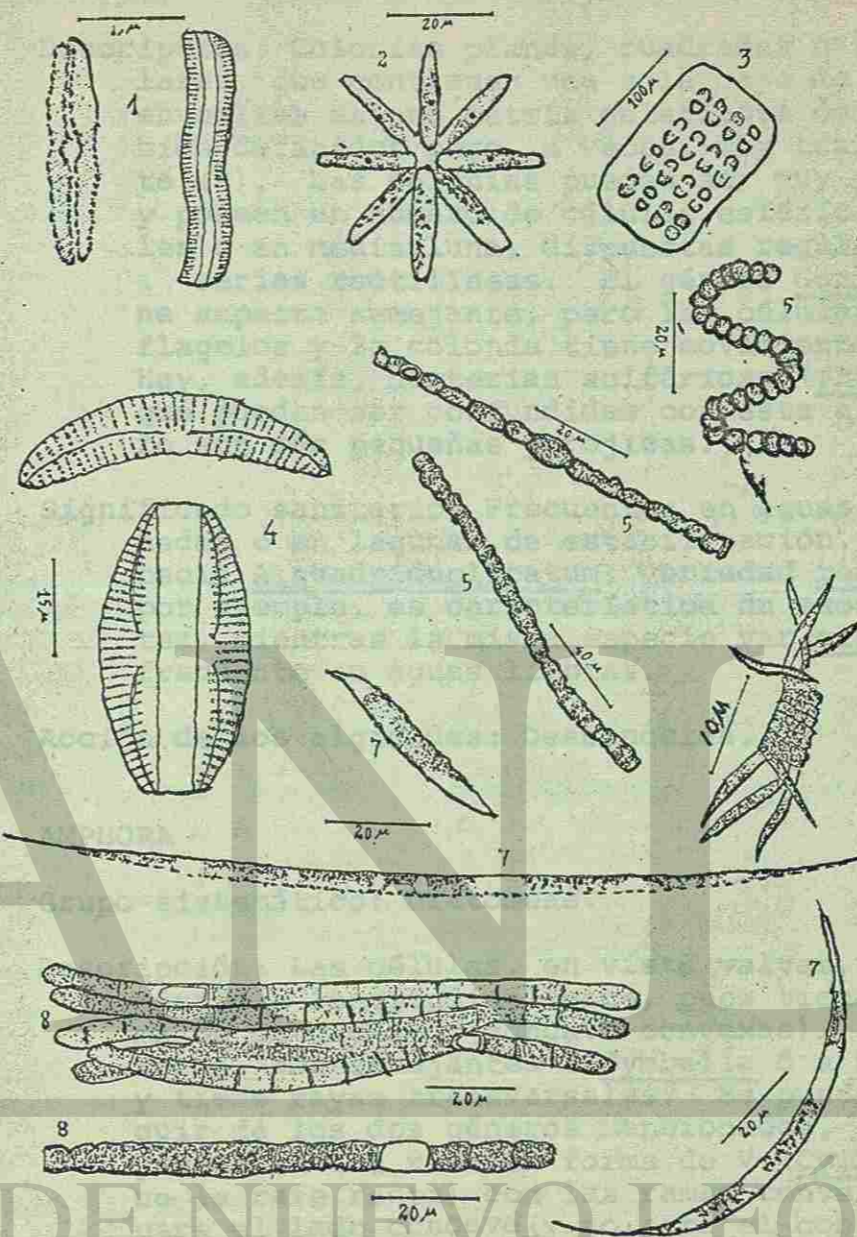
2. ACTINASTRUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

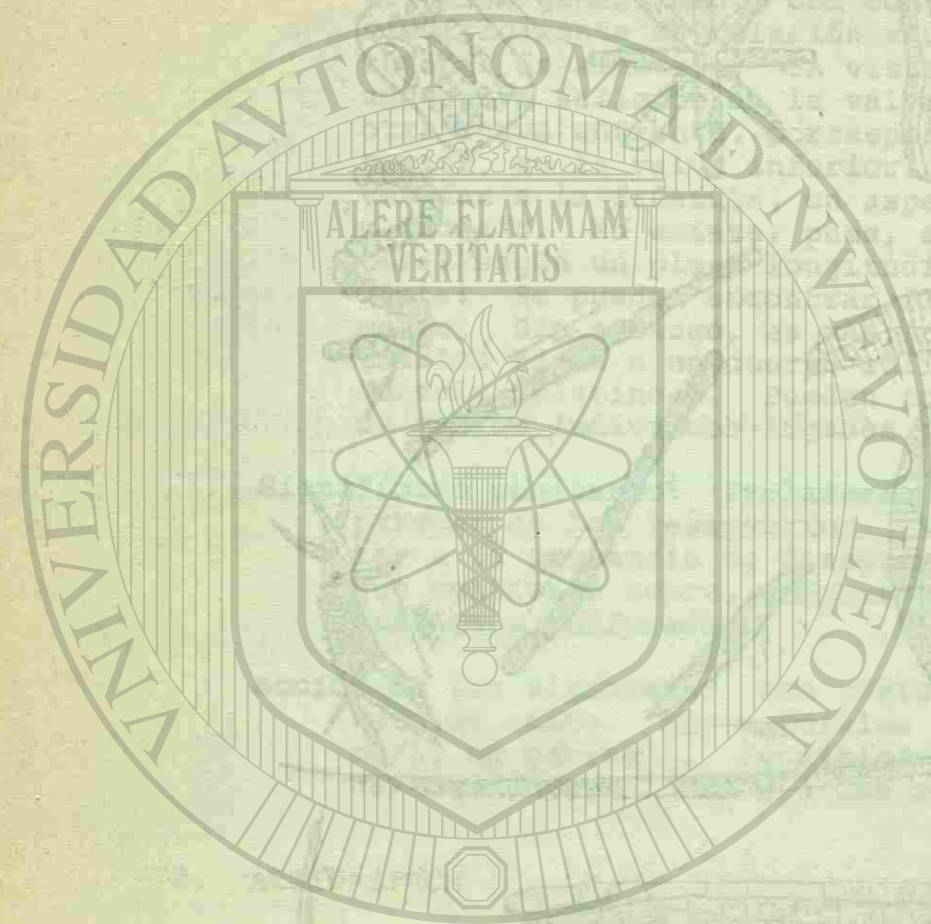
Descripción: Células ovaladas, alargadas o fusiformes, formando cenobios con número variable de individuos (4 u 8, generalmente) los cuales se disponen radialmente en relación a un punto central, pero en distintos planos. Cada célula posee un solo cloroplasto, en forma de cinta. Viven libremente en la superficie del agua.

Significado sanitario: Son frecuentes en las lagunas de estabilización, así como en ambientes de salinidad elevada. Resisten al agua salobre y, por lo tanto, pueden ser empleadas como indicadores de polución por agua de mar.

Acción de los algicidas: Desconocida.



1 — Achnanthes — 2 — Actinastrum — 3 — Agmenellum — 4 — Amphora — 5 — Anabaena — 6 — Ankistrodesmus — 7 — Aphanizomenon — 8 — Aphanizomenon.



3. AGMENELLUM (Merismopedia)

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Colonias planas, cuadradas o rectangulares, que contienen una sola capa de células envueltas en una matriz gelatinosa de límites bien definidos pero, a veces, muy transparente (*). Las colonias pueden ser muy pequeñas, y poseen un número de células esféricas, ovales o en media luna, dispuestas regularmente en series rectilíneas. El género Gonium tiene aspecto semejante, pero las células tienen flagelos y la colonia tiene movimiento propio. Hay, además, bacterias sulfúricas (Thiopedia) que pueden ser confundidas con esta alga, pero son más pequeñas y rojizas.

Significado sanitario: Frecuentes en aguas polucionadas o en lagunas de estabilización. La especie A. quadriduplicatum, variedad tenuissima, por ejemplo, es característica de esos ambientes, mientras la misma especie var. glauca es frecuente en aguas limpias.

Acción de los algicidas: Desconocida.

4. AMPHORA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Las células, en vista valvar, son asimétricas longitudinalmente, pues tienen la forma de un cachito (cóncavo-convexas). Por su forma, son semejantes a Cymbella ó a Epithemia; y tiene rayas transversales. Se pueden distinguir de los dos géneros mencionados, porque presentan una rafe en forma de V (Cymbella tiene la rafe recta) con las ramas convergentes para el lado cóncavo (y no para el convexo, como en Epithemia). En vista pleural son elípticas, anchas, con los extremos truncados, y tienen las valvas separadas, una de la otra, por varias fajas intercalares, rayadas o punteadas.

(*) Para que se vea mejor la matriz gelatinosa de un alga cualquiera, es suficiente colocar en contacto con el agua del porta objetos, la punta de un lápiz tinta, hasta que el agua se vuelva de color azul morado. El mismo efecto se puede obtener con tinta china en solución acuosa.

Significado sanitario: Algunas especies son resistentes a la polución producida por desechos de industrias de papel, aceites y aguas salobres. Otras son características de aguas limpias.

Acción de los algicidas: Desconocida.

5. ANABAENA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos o tricomas formados de células de color verde azulado, redondeadas, ovaladas, esféricas, o con una constricción mediana, dispuestas como cuentas en un collar. Heterocistes redondeados, intercalares. Los acinetos pueden estar junto a los heterocistes o separados de ellos. Las células especialmente las de filamentos más viejos pueden estar llenas de burbujitas o pseudo-vacuolos, que causan con frecuencia, que esas algas floten en grandes números, originando el fenómeno llamado floración de las aguas. Los tricomas suelen poseer movimiento propio. Este género es semejante al *Nodularia*, pero éstas tienen las células más anchas que largas. *Nostoc* es otro género semejante, pero sus tricomas están envueltos en una matriz gelatinosa común y de forma característica. El género *Aphanizomenon* se diferencia por tener heterocistes cilíndricos y porque forman colonias flotantes de varios filamentos dispuestos en un solo plano. *Cylindrospermum*, otro género semejante, se distingue por tener heterociste terminal y acineto sub-terminal.

Significado sanitario: Producen olor de moho, de rabanito o de grama. Cuando se descomponen, producen olor séptico. Pueden encontrarse en gran número en aguas que reciben desechos orgánicos. Interfieren en la sedimentación y filtración de las aguas. Varias especies son tóxicas o pueden formar productos tóxicos por descomposición.

Acción de los algicidas: Muy sensibles al sulfato de cobre, al DNQ y al CMU.

6. ANACYSTIS (Ver MICROCYSTIS)

7. ANKISTRODESMUS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células con forma de agujas (acicular) o fusiformes, muy finas, rectas, curvas o sigmoides, solitarias o formando colonias irregulares, sin matriz gelatinosa.

Significado sanitario: Algunas especies son características de aguas limpias, como por ej. *A.falcatus* var. *acicularis*. Otras viven en aguas polucionadas, pero transparentes, y son comunes en las lagunas de estabilización.

Acción de los algicidas: Muy resistentes al sulfato de cobre y a la mayor parte de otros algicidas. Pero son sensibles al CMU y a la Rosinamina D sulfato.

8. APHANIZOMENON

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos rectos, o poco curvos, no ramificados, formados de células cilíndricas. Sin embargo, en algunas especies los extremos de las células son redondeados de tal manera que forman pequeñas constricciones entre una y otra célula del filamento. En ese caso, pueden ser semejantes a la *Anabaena*, de la cual se distinguen por formar, siempre, colonias con varios filamentos paralelos. Esas colonias son generalmente planas y flotantes. No se ve una matriz individual, en cada filamento. Los heterocistes son cilíndricos (y no esféricos como en la *Anabaena*) e intercalares. Acinetos cilíndricos, solitarios, alargados. Los filamentos suelen tener movimiento propio.

Significado sanitario: Producen olor de grama. Cuando en descomposición, tienen olor séptico. Forman floración en las aguas. Poseen gusto dulce y son astringentes. Algunas especies son tóxicas. Contribuyen a la reducción de la dureza del agua.

Acción de los algicidas: Muy sensibles al sulfato de cobre, al DNQ y al CMU. Sensibles al cloro.

9. ARTHROSPIRA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos verdeazulados, torcidos en forma helicoidal, formando vueltas regulares. Septos transversales bien nítidos. No poseen matriz gelatinosa. No poseen heterocistes. Semejantes a la *Oscillatoria*, pero se diferencian por su forma helicoidal. La *Spirulina* es también helicoidal, pero no tiene septos nítidos entre sus células.

Significado sanitario: Frecuentes en aguas ricas en compuestos orgánicos, como los desagues de origen doméstico.

Acción de los algicidas: Sensibles al CMU y, probablemente, al sulfato de cobre.

10. ASTERIONELLA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Colonias planas, en forma de estrella, formadas de varias células unidas entre sí por solamente uno de los extremos. Las células son estrechas y largas, rectas en vista valvar y con los extremos dilatados (como un hueso fémur) principalmente en el extremo por donde se unen las unas a las otras.

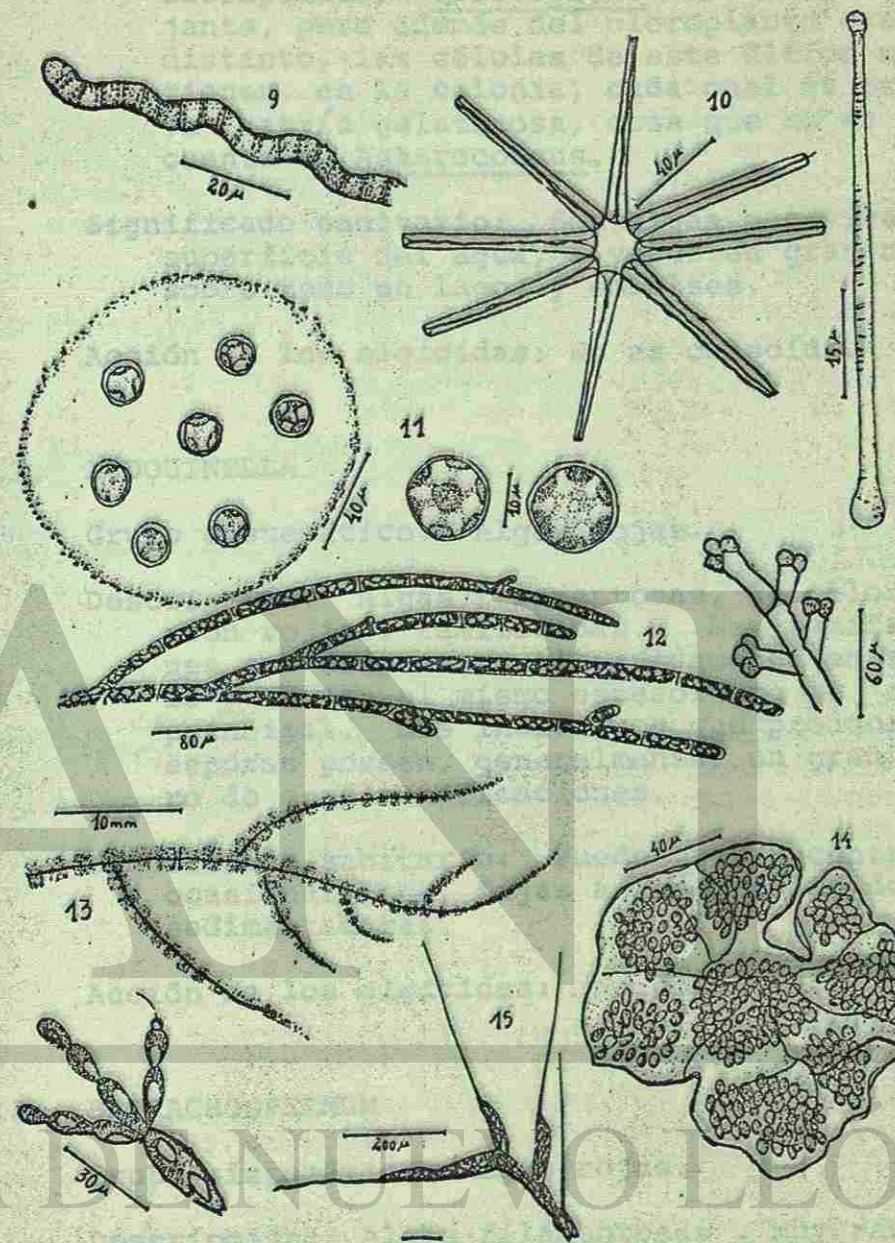
Significado sanitario: Colmatan filtros de arena. Algunas especies producen un olor de geranio o de especias, en el agua. A veces, producen olor de pescado. Interfieren en la floculación. Pueden ser encontradas en la red de distribución de aguas.

Acción de los algicidas: Muy sensibles al sulfato de cobre. Sensibles también al cloro.

11. ASTEROCOCCUS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células esféricas, solitarias o en colonias. En este último caso, poseen gran cantidad de matriz gelatinosa. Su cloroplasto tiene forma muy característica: es como una estrella, con un cuerpo central y prolongamientos radiales que terminan, cada



9 — Arthrospira — 10 — Asterionella — 11 — Asterococcus — 12 — Audouinella
— 13 — Batrachospermum — 14 — Botryococcus — 15 — Bulbochacte.



uno de ellos en un pequeño disco fijo a la membrana celular. De acuerdo a la posición que adopta la célula, sólo se ven esos discos. El género es semejante a la Sphaerocystis, pero se diferencian en cuanto al cloroplasto. Gloeocystis es también semejante, pero además del cloroplasto que es distinto, las células de este último mantienen, en la colonia, cada cual su primitiva matriz gelatinosa, cosa que no es frecuente en Asterococcus.

Significado sanitario: Son algas que viven en la superficie del agua, a veces en gran número, sobre todo en lagos y embalses.

Acción de los algicidas: No es conocida.

12. AUDOUINELLA

Grupo sistemático: Algas rojas.

Descripción: Algas filamentosas, de color marrón rojizo, ramificadas. Las ramificaciones son dispuestas alternadamente en el talo y tienen el mismo espesor que el eje principal. Los individuos que producen las esporas poseen, generalmente, un gran número de esas ramificaciones.

Significado sanitario: Pueden ser encontradas, ocasionalmente, fijadas a las paredes de los sedimentadores.

Acción de los algicidas: No conocida.

13. BATRACHOSPERMUM

Grupo sistemático: Algas rojas.

Descripción: Algas filamentosas, muy ramificadas o arborescentes, formando masas gelatinosas con la consistencia de la clara de huevo, o de los huevos de batracios (de ello proviene su nombre). El color puede variar, desde marrón-rojizo hasta violeta. Su talo es macroscópico, por el ancho muy delgado, pero puede llegar a tener 20 cm ó más de largo. Las ramas laterales son cortas y mucho más delgadas que el eje principal. Estas ramitas son formadas de células ovales, dispuestas como los cladodios de un cacto y, frecuentemente, terminan en pelos largos. Se diferencian

del género Chara por la matriz gelatinosa que poseen. Nitella es también semejante, pero de color distinto y, además, tiene los talos formados de células muy largas y anchas (con varios centímetros de longitud).

Significado sanitario: Forman una capa gelatinosa en las paredes de reservorios, como por ej. B. moniliformes. Algunas especies son características de aguas limpias (B. vagum).

Acción de los algicidas: No conocida.

14. BOTRYCOCCUS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Colonias de forma irregular, botrioidal (o sea, de racimo de uvas) con un color que varía del naranja al marrón rojizo. Las células son esféricas y verdes, pero están contenidas en una masa de gelatina ferrosa y prácticamente invisible.

Significado sanitario: Son algas que viven próximas a la superficie y pueden existir en grandes concentraciones en embalses para abastecimiento público de aguas.

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre.

15. BULBOCHAETE

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Algas muy ramificadas, arborescentes, fijadas a substratos sólidos durante toda su vida o, en muchas especies, solamente en las etapas jóvenes. Las ramas laterales tienen el mismo espesor que el tallo principal y pueden formar pares. Casi todas las ramas terminan en cerdas o hilos muy largos, sin color, con una base dilatada en forma de embudo, por la cual se fijan a la célula terminal. La presencia de ramas y su forma y las cerdas son los elementos que permiten diferenciar este género de los géneros Oedogonium (que no es ramificado) y Batrachospermum (que no tiene cerdas).

Significado sanitario: Algunas especies viven fijadas a las paredes de los reservorios de a-

gua (ej: B. insignis). Otras son indicadoras de aguas limpias (ej: B. mirabilis).

Acción de los algicidas: No conocida.

16. CALOTHRIX

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos de color verdeazulado, formados de una sola hilera de células, aislados o en colonias, envueltos, cada hilo, en una matriz gelatinosa individual. Esa matriz o vaina tiene, generalmente, igual espesor en toda la longitud del filamento. En cambio, el filamento mismo tiene espesor variable, pues, las células en un extremo (el extremo basal) son más anchas y redondeadas y las siguientes van estrechándose, hasta que, en el otro extremo, son mucho más largas que anchas y de forma cilíndrica. Los acinetos son muy raros. En general, poseen un heterociste en el extremo basal, no incluso en la vaina de gelatina. Son muy raros los heterocistes intercalares. Los hilos de Calothrix son semejantes a los de Gloeotrichia y de Rivularia, pero tienen sus vainas separadas o individuales en toda su extensión y no son obligatoriamente coloniales, como sucede en esos dos géneros. Se fijan, por sus extremos basales, a las rocas y otros substratos submergidos.

Significado sanitario: Caracterizan aguas limpias.

Acción de los algicidas: Sensibles al CMU. Resistentes a la mayor parte de los otros algicidas y aún al sulfato de cobre en concentraciones elevadas.

17. CARTERIA

Grupo sistemático: Cloroflagelados (o flagelados pigmentados).

Descripción: Seres unicelulares, verdes, de forma esférica o un poco oval, con 4 flagelos (*)

(*) La presencia de flagelos puede ser percibida a veces, por la adición de unas gotitas de lugol al agua.

en la región anterior, donde está, también, el ocelo rojo. En el sitio de donde parten los flagelos puede existir una pequeña papila o protuberancia redondeada. Son muy semejantes a las *Chlamydomonas*, pero éstas tienen sólo 2 flagelos. Cuando están muertas, pueden ser confundidas con las *Chlorella* pero, en general, son mucho más grandes que éstas.

Significado sanitario: Son indicadoras de la presencia de materia orgánica, desagües y pueden vivir en lagunas de estabilización.

Acción de los algicidas: No conocida.

18. CERATIUM

Grupo sistemático: Cloroflagelados. Dinoflagelados.

Descripción: Flagelados de color marrón, con un caparazón formado de placas espesas de celulosa. El caparazón tiene prolongamientos en forma de espinas gruesas. La superficie de ese caparazón presenta dos surcos, uno extendiendo longitudinalmente en la mitad inferior, el otro dando vuelta ecuatorial a la célula. En la intersección de los dos surcos se insertan los dos flagelos, que se alojan, por lo menos en parte, en los surcos correspondientes. La parte superior (o anterior) del caparazón presenta un único prolongamiento o espina, mientras que la parte inferior (o posterior) presenta dos o tres prolongamientos.

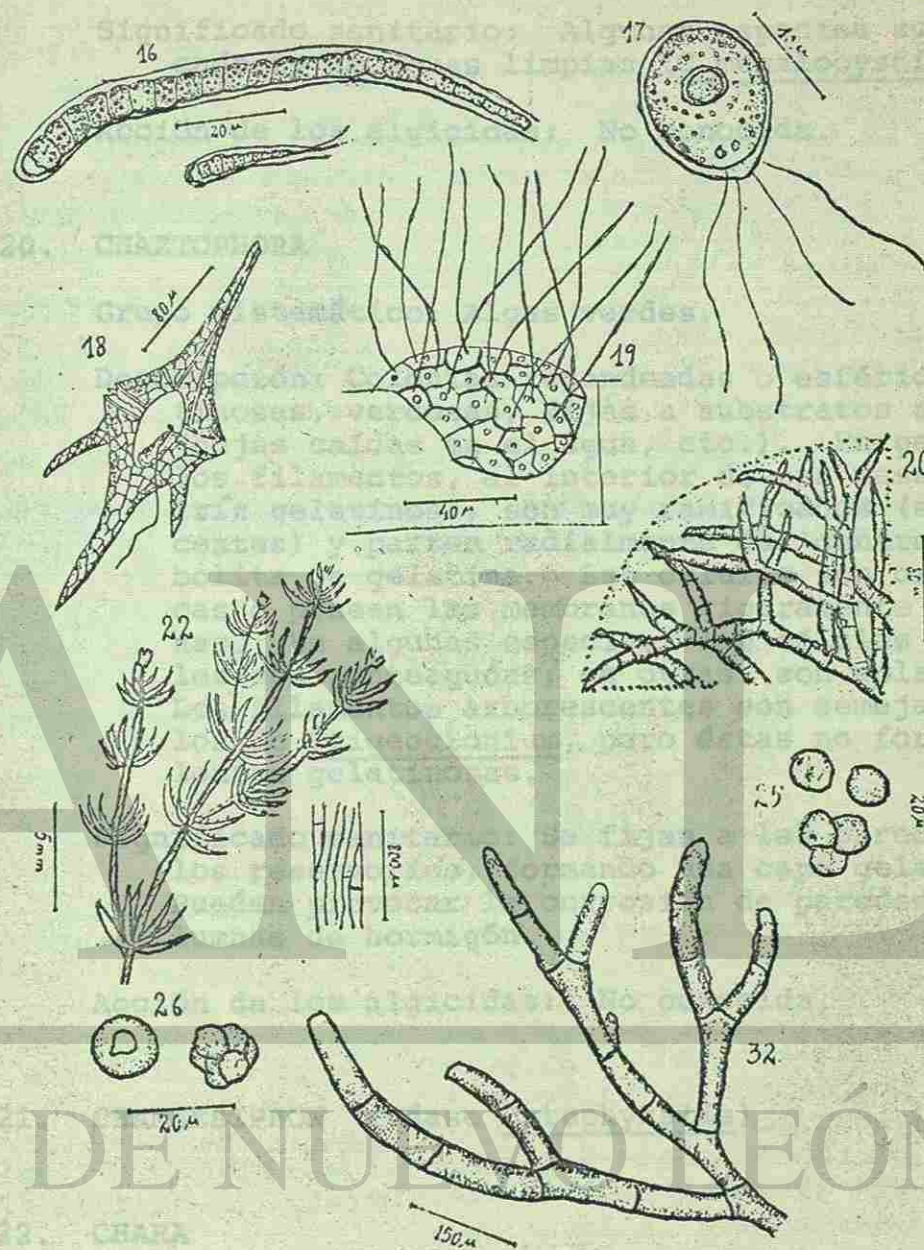
Significado sanitario: La especie más común, *C. hirundinella*, produce coloración marrón en el agua, gusto amargo y olor de pescado. A veces, cuando están en grandes números, producen olor séptico.

Acción de los algicidas: Sensibles al sulfato de cobre y al cloro.

19. CHAETOPELTIS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Son algas epífitas, de talo foliáceo y adherente a substratos sólidos, y tienen sólo una célula de espesor. Las células están cubiertas por una fina capa de gelatina. De la superficie del alga salen numerosas cerdas muy delgadas. Las células se presentan yuxta-



16 — Calothrix — 17 — Carteria — 18 — Ceratium — 19 — Choctopeltis — 20 — Chaetophora — 22 — Chara — 25 — Chlorella — 26 — Chlorococcum — 32 — Cladophora



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

puestas unas a las otras como en un mosaico de losetas hexagonales. Son un poco semejantes a Hildebrandia, pero éstas son rojas, no poseen cerdas y no son epífitas. Además, sus células no son poligonales.

Significado sanitario: Algunas especies son indicadores de aguas limpias (C. megalocystis).

Acción de los algicidas: No conocida.

20. CHAETOPHORA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Colonias redondeadas o esféricas, gelatinosas, verdosas, fijas a substratos sólidos (hojas caídas en el agua, etc.). En general, los filamentos, al interior de esa masa o matriz gelatinosa, son muy ramificados (arborescentes) y parten radialmente del centro de la bolita de gelatina. Las células son cilíndricas o poseen las membranas ligeramente convexas. En algunas especies, las células terminales son punteagudas; en otras, son aplanadas. Los filamentos arborescentes son semejantes a los de Stigeoclonium, pero éstas no forman colonias gelatinosas.

Significado sanitario: Se fijan a las paredes de los reservorios, formando una capa gelatinosa. Pueden provocar la corrosión de paredes y columnas de hormigón.

Acción de los algicidas: No conocida.

21. CHAMAESIPHON (Véase Entophysalis)

22. CHARA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Algas macroscópicas, ramificadas (arborescentes) que forman vegetación espesa en las orillas de lagunas y canales de tierra. Están siempre sumergidas y fijas al suelo. A simple vista tienen aspecto de plantas superiores, pero no poseen hojas y nunca dan flores. El eje principal de la planta está formado de nudos e internudos, cada uno constituido por una sola célula. Las células nodales son cor-

tas, a cuyo alrededor brotan las ramificaciones. Las células internodales son largas (hasta más de 10 centímetros de longitud y más de un milímetro de espesor) y libres de ramificaciones. Ese eje o talo central está además, cubierto por una corteza formada de células más estrechas y aplanadas dispuestas longitudinalmente o enrolladas helicoidalmente alrededor del eje principal. El género es muy semejante a *Nitella*, pero éste no posee la corteza, alrededor de sus células. Difiere también, de *Batrachospermum*, por la forma y tamaño de sus células y, además, porque a simple vista, no posee la matriz gelatinosa.

Significado sanitario: Viven en las aguas más alcalinas y duras. Se fijan a las paredes de reservorios. Producen olor desagradable, fétido u olor de ajos.

Acción de los algicidas: Muy resistente al sulfato de cobre.

23. CHLAMYDOBOTRYS (Véase *Pyrobothrys*)

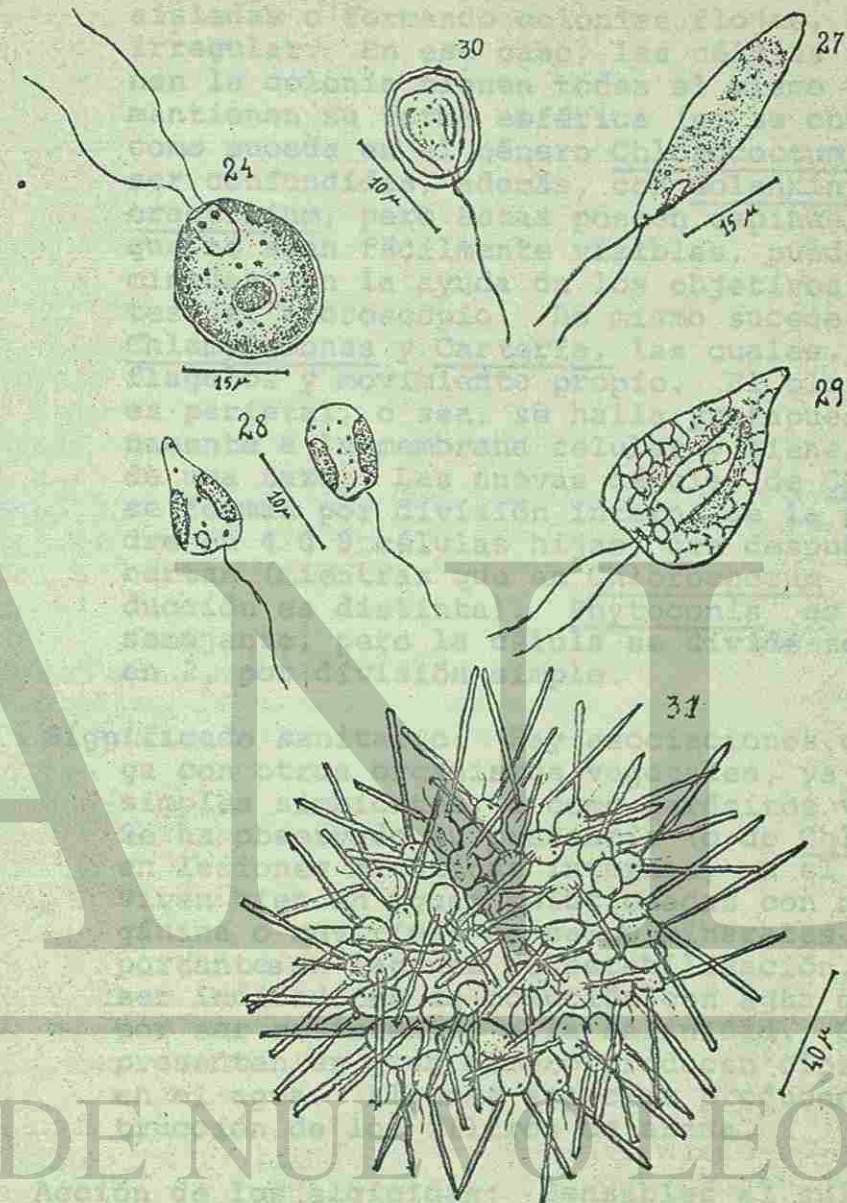
24. CHLAMYDOMONAS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Algas unicelulares, verdes o parduscas, esféricas, elipsoidales o piriformes. Poseen dos flagelos en la región anterior y un ocelo rojo en posición variable de acuerdo a la especie. Son muy semejantes a *Carteria*, pero ésta posee 4 flagelos. Cuando no están en movimiento y cuando no se ven los flagelos, son semejantes a la *Chlorella*, pero éstas son mucho más pequeñas. Cuando se reproducen forman grupos de células con matriz gelatinosa, semejante a la *Palmella*.

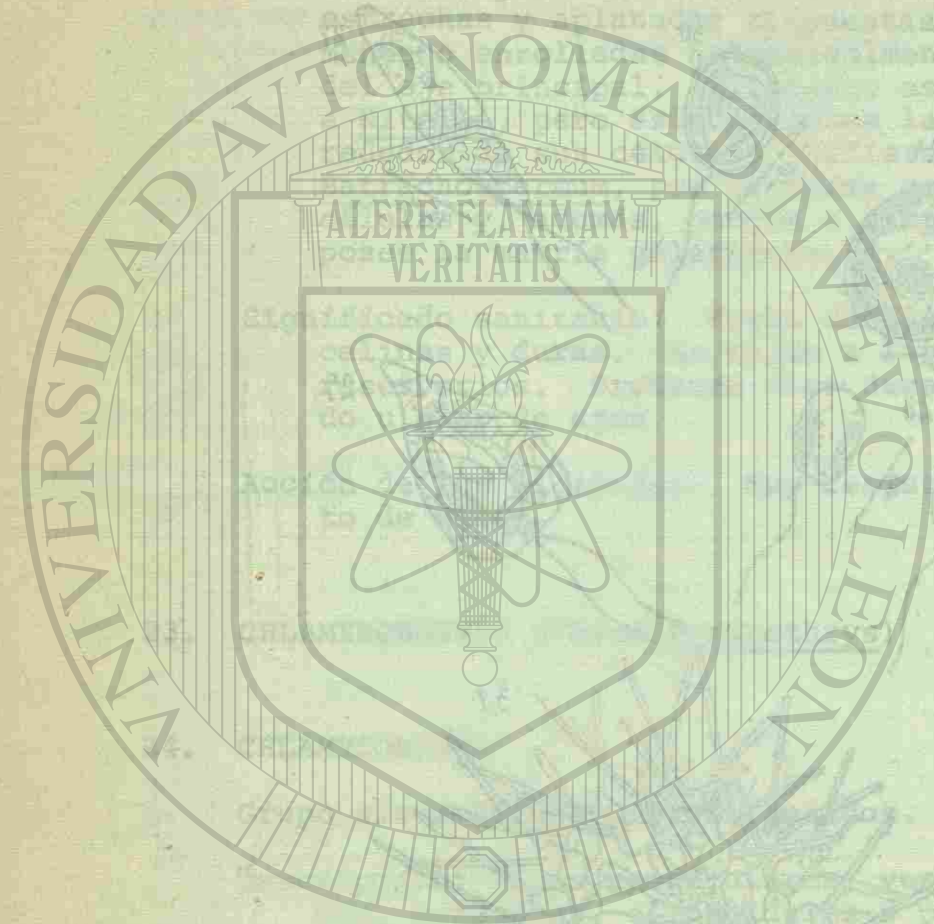
Significado sanitario: En general, sólo viven en aguas que contienen ciertos compuestos orgánicos, sobre todo los nitrogenados. Por ello, viven bien en aguas polucionadas. Son frecuentes en lagunas de estabilización.

Acción de los algicidas: Son sensibles al DAC y a las Rosinaminas. Resistentes al sulfato de cobre, al DNQ, al ZDD y al CMU.



24 — Chlamydomonas — 27 — Chlorogonium — 28 — Chromulina — 29 — Chlamydomonas — 30 — Chrysococcus — 31 — Chrysosphaerella.





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

25. CHLORELLA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células pequeñas, verdes, esféricas, aisladas o formando colonias flojas, con forma irregular. En ese caso, las células que componen la colonia tienen todas el mismo tamaño y mantienen su forma esférica (no se comprimen, como sucede en el género *Chlorococcum*). Pueden ser confundidas, además, con *Golenkinia* y *Micractinium*, pero éstas poseen espinas que, aunque no sean fácilmente visibles, pueden ser examinadas con la ayuda de los objetivos más potentes del microscopio. Lo mismo sucede con las *Chlamydomonas* y *Carteria*, las cuales, poseen flagelos y movimiento propio. El cloroplasto es parietal, o sea, se halla yuxtapuesto internamente a la membrana celular y tiene la forma de una taza. Las nuevas células de *Chlorella* se forman por división interna de la célula madre en 4 ó 8 células hijas, que después se libertan (mientras que en *Chlorococcum* la reproducción es distinta). *Phytoconis* es también semejante, pero la célula se divide totalmente en 2, por división simple.

Significado sanitario: Hay asociaciones de esta alga con otros organismos vegetales, ya sea como simples simbiosis, o como parásitos verdaderos. Se ha observado su presencia (o de *Chlorococcum*?) en lesiones micóticas internas, en el hombre. Viven bien en aguas polucionadas con materia orgánica o muy ricas en sales minerales. Muy importantes en lagunas de estabilización. Pueden ser indicadores de polución con agua del mar, por ser resistentes a la salinidad. Cuando se presentan en gran número, producen olor de moho en el agua. Algunas especies producen la obstrucción de los filtros de arena.

Acción de los algicidas: Sensibles al sulfato de cobre, al DAC y a la Rosinamina acetato. Resistentes a los demás algicidas.

26. CHLOROCOCCUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células verdes, esféricas, en general aisladas, muy semejantes al género *Chlorella*. A veces, forman colonias flojas, de forma irregular. En esas colonias las células tienen ta-

maños distintos y, además, es frecuente que las superficies de contacto entre dos células esten ligeramente aplanadas, comprimidas. En su reproducción producen esporas con flagelos y movimiento propio, lo que no sucede con la *Chlorella*. Además, su cloroplasto reviste totalmente o casi totalmente la superficie interior de la membrana celular y posee un pirenoide, que no existe en el género *Chlorella*. Phytoconis es otro género semejante, pero que se reproduce por simple división celular en dos mitades que, frecuentemente permanecen juntas, formando pequeñas colonias.

Significado sanitario: Es posible que existan asociaciones de estas algas con otros organismos, lo mismo que en la *Chlorella*. Pueden vivir en aguas de alta salinidad. Son resistentes a la polución, y viven en las lagunas de estabilización, aunque sean más frecuentes en el suelo que en el agua. Pueden vivir heterotróficamente en ambientes sin luz, donde se mantienen verdes. Por ello, pueden mantenerse en las redes de distribución de aguas.

Acción de los algicidas: Resistentes a la mayor parte de los algicidas (incluso el sulfato de cobre) cuando se emplean en concentraciones normales.

27. CHLOROGONIUM

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Algas unicelulares, fusiformes, muy semejantes al género *Euglena*, pero poseen 2 flagelos (y no 1 solo). Además, su extremidad anterior es punteaguda y posee 1 solo cloroplasto que se extiende por casi toda la célula. Posee un ocelo rojo, junto a la región donde se insertan los flagelos.

Significado sanitario: Viven en aguas polucionadas.

Acción de los algicidas: No conocida.

28. CHROMULINA

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Unicelulares, ovals, esféricas o fusiformes, sin lóricas, con un flagelo anterior. Color amarillo-parduzco. Algunas especies po-

seen un ocelo junto a la inserción del flagelo.

Significado sanitario: *C.rosanoffi* es característica de aguas limpias. *C.ovalis* es resistente a aguas de pH bajos. Pueden ser indicadoras de desagues industriales que contienen fierro.

Acción de los algicidas: No conocida.

29. CHROOMONAS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: unicelulares, fusiformes pero aplanadas, con el extremo anterior ancho y la posterior alargada y de punta redondeada. Dos flagelos anteriores, de longitudes desiguales. Su cloroplasto tiene color verde-azulado y, por ello, se distingue del género *Rhodomonas*. Deben ser identificadas cuando están vivas, pues la acción del formaldehído puede cambiar el color y la forma de la célula.

Significado sanitario: Las especies *C.nordstetii* y *C.setoniensis* son indicadoras de aguas limpias.

Acción de los algicidas: No conocida.

30. CHRYSOCOCCUS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Algas unicelulares, de forma redondeada u oval, color marrón, en general muy pequeñas. Poseen un ocelo y un flagelo muy largo en la región anterior. La célula está encerrada en un envoltorio rígido, como si fuera una concha protectora, -la lórica- y hay un espacio ancho entre ésta y la célula (o sea, que la célula es mucho más pequeña que la lórica). El flagelo sale por un orificio circular de esa lórica, en su región anterior. Ese orificio tiene el reborde sobresaliente, como un anillo. Es semejante a *Trachelomonas*, pero, en éstas generalmente la lórica tiene mayor espesor y no se puede ver la célula por transparencia.

Significado sanitario: Las especies *C.mayor*, *C.ovalis* y *C.rufescens* son características de aguas limpias.

Acción de los algicidas: No conocida.

31. CHRYSOSPHAERELLA

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Algas coloniales. Las colonias tienen forma redondeada. Las células son ovales o piriformes y poseen un flagelo. Además, tienen dos protuberancias en forma de tronco de cono invertido, de los cuales se proyectan largas espinas cilíndricas, de sílice, de longitud aproximadamente igual al ancho de toda la colonia. La colonia posee una matriz gelatinosa transparente.

Significado sanitario: Cuando son abundantes, pueden producir olor de pescado en el agua.

Acción de los algicidas: No conocida.

32. CLADOPHORA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Filamentos verdes, muy ramificados, generalmente fijos a substratos sólidos, en ríos de poca velocidad o en lagos. Las células del filamento son alargadas, con una longitud 4 a 6 veces mayor que el ancho. La célula por la cual el filamento se fija al substrato célula basal es más grande que las otras. Algunas especies no son fijas y viven libremente en el fondo de las aguas. Estas, por el movimiento de las aguas, pueden agruparse formando como esferas verdes de 2 a 10 cm. de diámetro, llenas cuando jóvenes, pero vacías después de viejas, por la muerte de las células más centrales. En este caso, se producen gases en su interior y las esferas van a la superficie, en grandes números, sobre todo en las orillas del lago, donde entran en putrefacción y producen olor muy desagradable y fuerte. Los filamentos pueden asemejarse a los del género Pithophora, pero éstos poseen acinetos apicales o intercalares bien visibles. Pueden, además, ser un poco semejantes a Stigeoclonium, pero éstos tienen un talo o eje principal echado como un rizoma.

Significado sanitario: Algunas especies producen obstrucción de los filtros de arena. C.glomerata es característica de aguas limpias. Pueden producir sabor y olor.

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre y muy resistentes al CMU.

33. CLOSTERIUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Son desmidiáceas unicelulares, con la forma de un cachito que puede ser dividido por un plano transversal en dos mitades simétricas, cada una con un cloroplasto verde. A veces, la superficie de la célula presenta una impregnación de fierro que le da una coloración parduzca uniforme. A veces, son semejantes al Ankistrodesmus, pero éstas son en general mucho más delgadas. Además, no se reconocen, en éstas, dos cloroplastos simétricos.

Significado sanitario: Son algas frecuentes en aguas duras. Son resistentes a los desagües que contienen cromo. En grandes números, producen olor de grama en el agua. A veces, se pueden encontrar en los sistemas de distribución de aguas.

Acción de los algicidas: Muy resistentes al cloro pero muy sensibles al sulfato de cobre.

34. COCCOCHLORIS (Aphanothece, Gloethece, Synechococcus)

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Células ovales o cilíndricas, verdeazuladas, aisladas o en grupos de 2 ó de 4 células pegadas por los extremos (por la división de la célula según un plano perpendicular al eje longitudinal). Pueden, aún, formar colonias gelatinosas sin una forma regular y, en ese caso, se hallan dispuestas como fué descrito, o sea, unidas por los extremos.

Significado sanitario: Viven bien en aguas de temperatura alta (40 a 85 °C) y pH alcalino (hasta 10) y, por ello, pueden ser indicadoras de ciertas clases de desagües industriales.

Acción de los algicidas: Sensibles al CMU. ®

35. COCCONEIS

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Tienen la forma elíptica en vista lateral. Pero esa elipse tiene, a veces, el eje transversal bastante alargado. La ornamentación de la frústula sigue teniendo, una simetría bilateral y no radial. Son, pues, pinnadas y no

céntricas, aún cuando su forma sea muy próxima a la de un círculo. Hay, además, una pseudo-rafe en la valva superior y una rafe verdadera en la inferior. En vista pleural o cingular son curvadas según el eje transversal, y por ello tienen una forma concavo-convexa, semejante a una cuchara (pero sin la curvatura longitudinal). Es semejante a Cymatopleura, pero ésta tiene 2 rafes marginales, o sea, en los bordes de cada valva. Lo mismo con el género Surirella.

Significado sanitario: C.placentula son características de las aguas limpias. Se encuentran frecuentemente fijas a la superficie de plantas acuáticas sumergidas o en las paredes de los reservorios de agua. C.pediculus y C.diminuta son indicadores de desagües de industrias de papel. C.placentula indica desagües fenólicos.

Acción de los algicidas: No conocida.

36. COELASTRUM

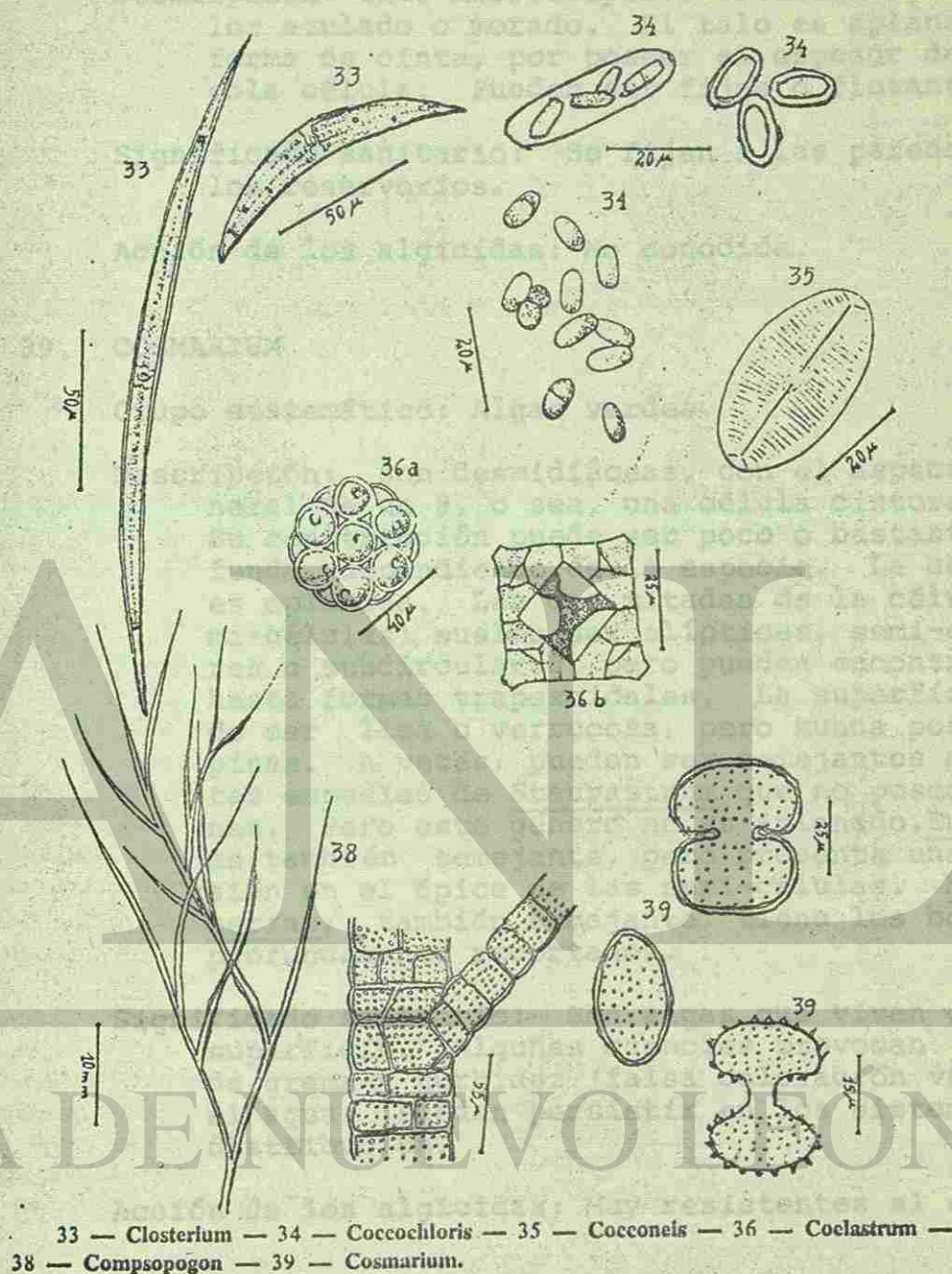
Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células esféricas, ovals o poligonales, formando cenobios generalmente bien simétricos, frecuentemente esféricos (cuando las células son esféricas u ovals). El cenobio puede contener 2, 4, 8, 16, 32, 64 ó 128 células. A veces, varios cenobios se mantienen juntos, formando colonias. Las células en un cenobio están muy fijadas unas a las otras o existen puentes de ligazón. Por ello, y por la ausencia de una matriz gelatinosa, son muy diferentes de las colonias del tipo Sphaerocystis.

Significado sanitario: Son frecuentes en aguas con altas concentraciones de sales minerales resultantes de la estabilización de la materia orgánica. Se encuentran, a veces, en gran número en las lagunas de estabilización. Ambientes de poco oxígeno, así como una salinidad muy alta, pueden causar el desmembramiento del cenobio y separación de las células. Se pueden encontrar en los sistemas de abastecimiento de aguas.

Acción de los algicidas: Son sensibles al cloro, pero resisten a todos los demás algicidas.

37. COELOSPHAERIUM (Véase Gomphosphaeria)



33 — Closterium — 34 — Coccochloris — 35 — Cocconeis — 36 — Coelastrum —
38 — Compsopogon — 39 — Cosmarium.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE VERACRUZ

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

38. COMPSOPOGON

Grupo sistemático: Algas rojas.

Descripción: Talo macroscópico, ramificado, de color azulado o morado. El talo es aplanado, en forma de cinta, por poseer el espesor de una sola célula. Pueden ser fijas o flotantes.

Significado sanitario: Se fijan a las paredes de los reservorios.

Acción de los algicidas: No conocida.

39. COSMARIUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Son desmidiáceas, con el aspecto general de un 8, o sea, una célula cinturada. Su constricción puede ser poco o bastante profunda, dependiendo de la especie. La célula es aplanada. Las dos mitades de la célula (se mi-células) suelen ser elípticas, semi-circulares o subcirculares, pero pueden encontrarse hasta formas trapezoidales. La superficie puede ser lisa o verrucosa, pero nunca posee espinas. A veces, pueden ser semejantes a ciertas especies de *Staurastrum* que no poseen espinas. Pero este género no es aplanado. *Euastrum* es también semejante, pero presenta una incisión en el ápice de las semi-células. *Micras-terias*, también semejante, tiene los bordes profundamente recortados.

Significado sanitario: Son algas que viven en la superficie. Algunas especies provocan olor de grama y turbidez (falsa coloración verde) al agua. Pueden persistir en los sistemas de distribución.

Acción de los algicidas: Muy resistentes al cloro. ®

40. CRUCIGENIA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Cenobios de forma generalmente cuadrangular, formados de 4 células de forma variable (generalmente elípticas o triangulares). En el centro del cenobio hay un hueco de forma cuadrangular. Las células nunca poseen espinas u otros ornamentos.

Significado sanitario: Son algas abundantes, a veces, en la superficie.

Acción de los algicidas: Resistentes al sulfato de cobre.

41. CRYPTOGLENA

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Células ovales, sin lórica, un poco aplanadas. En el extremo anterior, más ancho, tienen una pequeña depresión, donde se inserta el flagelo. Poseen un ocelo en la región anterior.

Significado sanitario: La especie C. pigra es indicadora de polución.

Acción de los algicidas: No conocida.

42. CRYPTOMONAS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Células aisladas, de forma elíptica, aplanadas, con los dos extremos semejantes. Del extremo anterior parten dos flagelos que se insertan en una depresión saculiforme (citofaringe). Cloroplastos (1 ó 2) de color amarillo, verde olivo o, rojizos cuando se encuentran en aguas frías. Deben ser clasificados cuando están vivos, pues el formaldehído produce cambios en su color y forma.

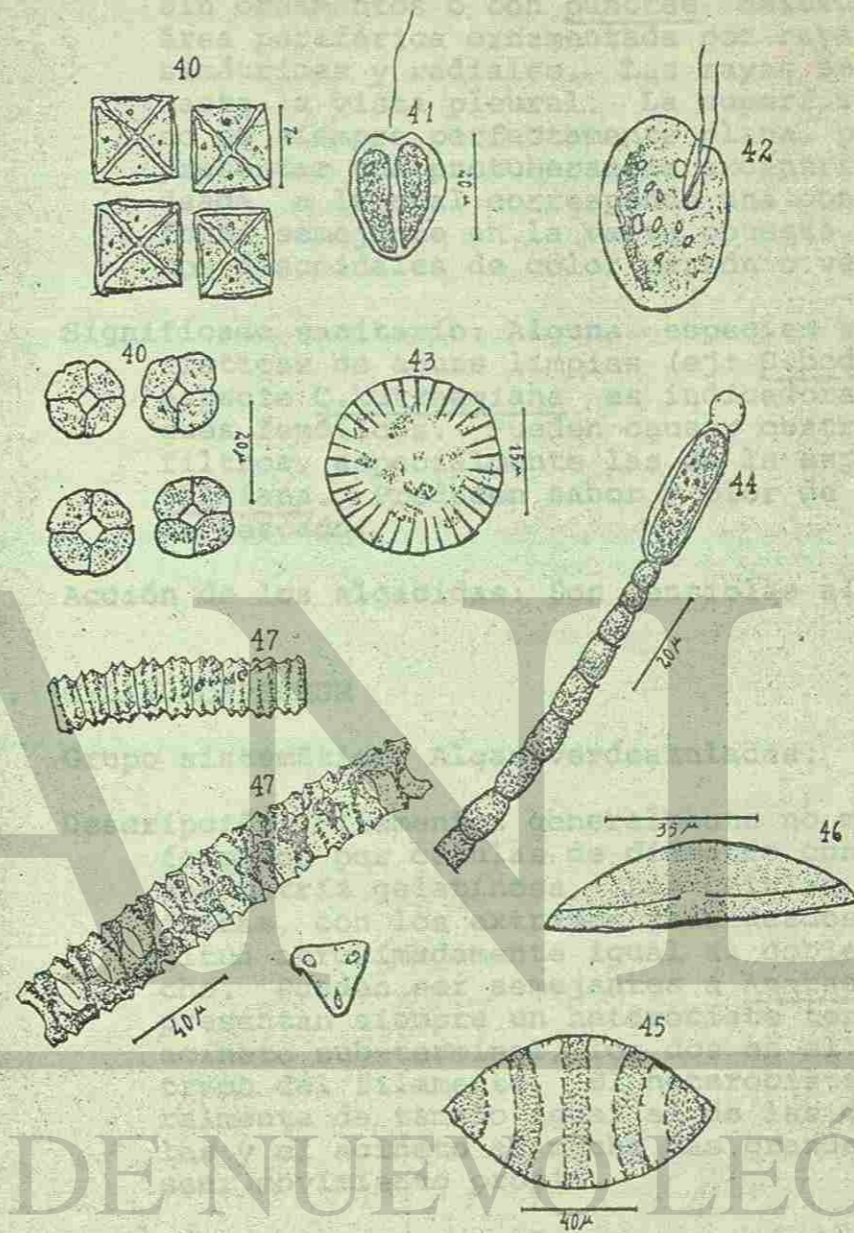
Significado sanitario: La especie C. erosa produce gusto dulce en el agua y olor de violetas. Viven en aguas ácidas y, por ello, pueden ser indicadores de ciertas clases de desagues industriales. Se les puede encontrar en aguas mineralizadas por productos de la estabilización de desagues orgánicos.

Acción de los algicidas: No conocida.

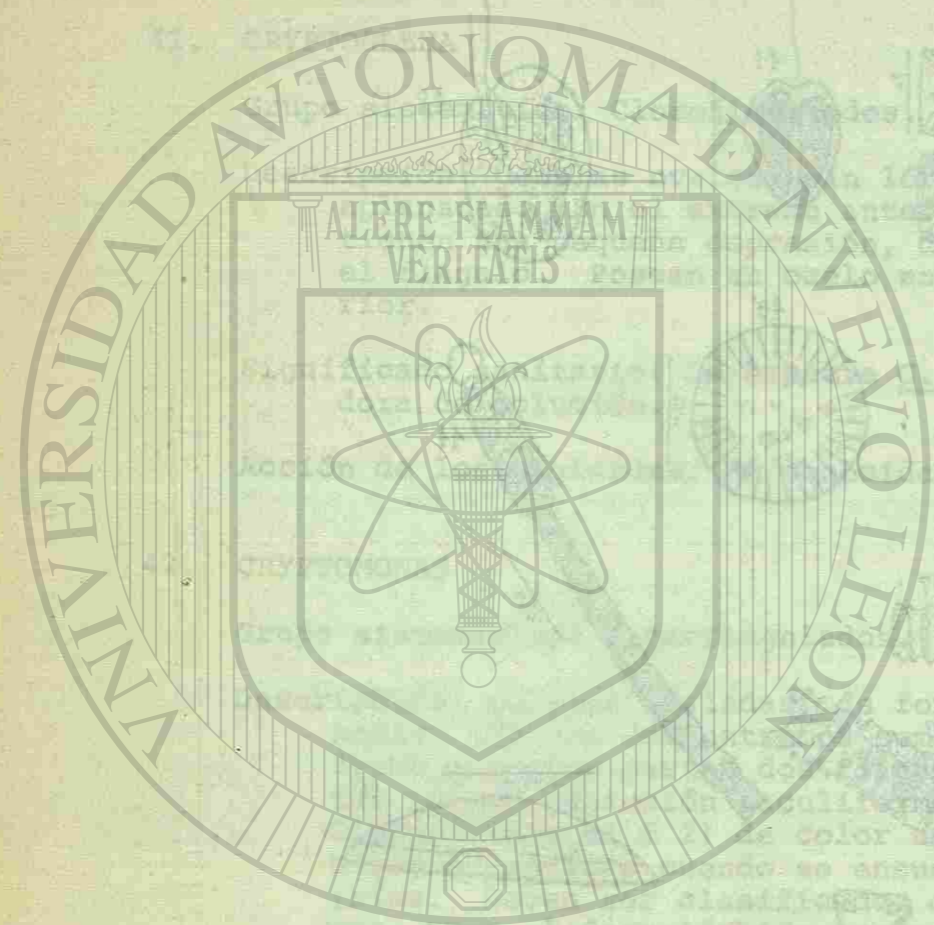
43. CYCLOTELLA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Las células son circulares (céntricas), con la forma de una placa de Petri. En general se presentan aisladas, pero hay especies que for



40 — Crucigenia — 41 — Cryptoglana — 42 — Cryptomonas — 43 — Cyclotella — 44 — Cylindrospermum — 45 — Cymatopleura — 46 — Cymbella — 47 — Desmidium.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIOTECNOLOGÍA

man colonias filamentosas, a veces con una matriz gelatinosa. Es semejante a *Stephanodiscus*, y a otras formas circulares, pero se distingue por presentar, en vista valvar, un área central sin ornamentos o con *punctae* desordenada y el área periférica ornamentada por rayas o *punctae* simétricas y radiales. Las rayas se prolongan hasta la vista pleural. La superficie valvar no es siempre perfectamente plana, pues puede presentar una protuberancia excéntrica, redondeada, a la cual corresponde una concavidad de forma semejante en la valva opuesta. Cloroplastos discoidales de color marrón o verde.

Significado sanitario: Algunas especies son características de aguas limpias (ej: *C.bodanica*); la especie *C.kutznegiana* es indicadora de desechos fécolicos. Pueden causar obstrucción de filtros, especialmente las de la especie *C.meninghiniana*. Producen sabor y olor de geranio o de pescado.

Acción de los algicidas: Son sensibles al cloro.

44. CYLINDROSPERMUM

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos generalmente no muy largos, formados por células de diámetro constante, con una matriz gelatinosa. Las células son cilíndricas, con los extremos redondeados, y de longitud aproximadamente igual al doble de su ancho. Pueden ser semejantes a *Anabaena*, pero presentan siempre un heterociste terminal y un acineto sub-terminal, los dos en el mismo extremo del filamento. El heterociste es generalmente de tamaño igual al de las demás células y el acineto es mucho más grande. Pueden poseer movimiento propio.

Significado sanitario: Algunas especies pueden producir sabor y olor.

Acción de los Algicidas: Son sensibles al ZDD, al CMU, al sulfato de cobre y a las Rosinaminas. Resistentes al DNQ y al DAC.

45. CYMATOPLEURA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Forma elíptica en vista valvar, con eje

transversal bastante largo y, por ello, un poco semejante, a veces, al género Cocconeis. Con frecuencia, poseen extremos punteados y forma naviculoide, pero son siempre anchas. Las rafes, en este género (como también en Surirella) existen siempre en número de dos en cada valva, pero situadas en los bordes y no en el eje central. Los bordes de las valvas poseen una quilla saliente, donde está situado el canal de la rafe. Puede existir, además, una pseudo-rafe en el eje longitudinal. Las caras valvares tienen ondulaciones transversales, bien visibles en vista pleural. Hay ornamentos (costae) junto a los bordes, pero, a veces, muy pequeños. Además, hay una estriación formada de rayas muy delicadas, transversales, en cada valva, las cuales suelen ser interrumpidas por la pseudo-rafe.

Significado sanitario: Son algas que se pueden desarrollar en gran número en la superficie del agua. La especie C. solea es indicadora de desagües de industrias de papel y de residuos fécolicos.

Acción de los algicidas: No conocida.

46. CYMBELLA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: En vista valvar, presentan las frústulas asimétricas en el sentido longitudinal, con un lado convexo y el otro plano o un poco cóncavo, y con una dilatación en el medio. Tienen, por eso, la forma de una D, o a veces de una hoz. Tienen una rafe longitudinal en el medio de la valva o, a veces, muy próxima al borde recto. La cara valvar posee ornamentaciones punteadas (punctae) dispuestas según líneas transversales o radiales. En la vista pleural presentan los lados paralelos y superficie lisa; no existen fajas intercalares entre las valvas como ocurre en el género Amphora. Además, Cymbella presenta una rafe rectilínea y no convergente como en Amphora o en Epithemia. A veces se fijan, por pendúnculos gelatinosos, a substratos sólidos.

Significado sanitario: La especie C. cesati es característica de aguas limpias; C. ventricosa produce la obstrucción de filtros de arena y pueden vivir en aguas que reciben desagües con fenol, hidrógeno sulfurado, cobre o residuos de industrias de celulosa; C. naviculiforme vive en aguas que reciben desagües salinos.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre.

47. DESMIDIUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Este género es uno de los raros ejemplares de desmidiáceas filamentosas. Los filamentos no son ramificados y son formados de células de base triangular o cuadrangular pegadas unas a las otras por dichas bases. Sin embargo, cada una de las células está torcida en un cierto ángulo en relación a la anterior y, por ello, el filamento tiene el aspecto torcido de una cuerda. Las células son más anchas que largas y nunca presentan constricción mediana muy profunda. Puede haber una depresión profunda en la superficie de cada célula de tal manera que, por la yuxtaposición de dos células resulta un hueco de forma elíptica. Los filamentos están envueltos en vainas gelatinosas espesas. Es distinta de Hyalotheca por el aspecto torcido del hilo.

Significado sanitario: Son algas que viven cerca de la superficie de las aguas.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre.

48. DIATOMA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Las células, en vista valvar, se presentan con la forma lanceolada o bacilar, a veces con los extremos un poco dilatados, y son simétricas en el sentido longitudinal y transversal. Forman colonias en forma de zig-zag (por la secreción de mucílago por los ángulos de las frústulas) y éstas son semejantes a las colonias de Tabellaria. Sin embargo, los dos géneros se diferencian por el tipo de ornamentación de la cara valvar: en Diatoma existen septos transversales, por dentro de la frústula, pero visibles por transparencia, con aspecto de rayas o costae transversales. En Tabellaria esas rayas son longitudinales. Además de las rayas, ambos géneros presentan líneas transversales formadas de puntos (punctae) y esas líneas son interrumpidas al centro, en el eje central, por una pseudo-rafe. En la cara pleural (que es la vista generalmente visible, de la

colonia) presentan fajas intercalares entre las dos valvas y, en Diatoma se ven también los septos, que van desde la superficie valvar hasta las fajas intercalares. Se distinguen del género Fragilaria porque, en éstas, sólo raras veces la colonia tiene forma de zig-zag y porque no poseen septos.

Significado sanitario: La especie D.vulgare es productora de sabor y olor en el agua, obstrucción de los filtros de arena y puede vivir en aguas que reciben desagues de industrias de celulosa, así como también de desagues fenólicos y petróleo. D.elongatum soporta ambientes de gran salinidad producidos por desagues industriales.

Acción de los algicidas: No conocida.

49. DICHOTOMOSIPHON

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Los talos tienen el aspecto de tubitos con muchos núcleos, pero no divididos en células. Eso ocurre, también, en el género Vaucheria, con el cual puede ser confundido fácilmente. Pero sus filamentos poseen constricciones que no existen en Vaucheria. Además, las ramificaciones son siempre dicotómicas, lo cual es excepcional en el segundo género. Los órganos reproductores son esféricos y grandes, localizados en ramas especiales (no dicotómicas) del extremo del filamento; en cambio, en Vaucheria estos órganos están localizados en ramas laterales.

Significado sanitario: Obstruyen filtros de arena.

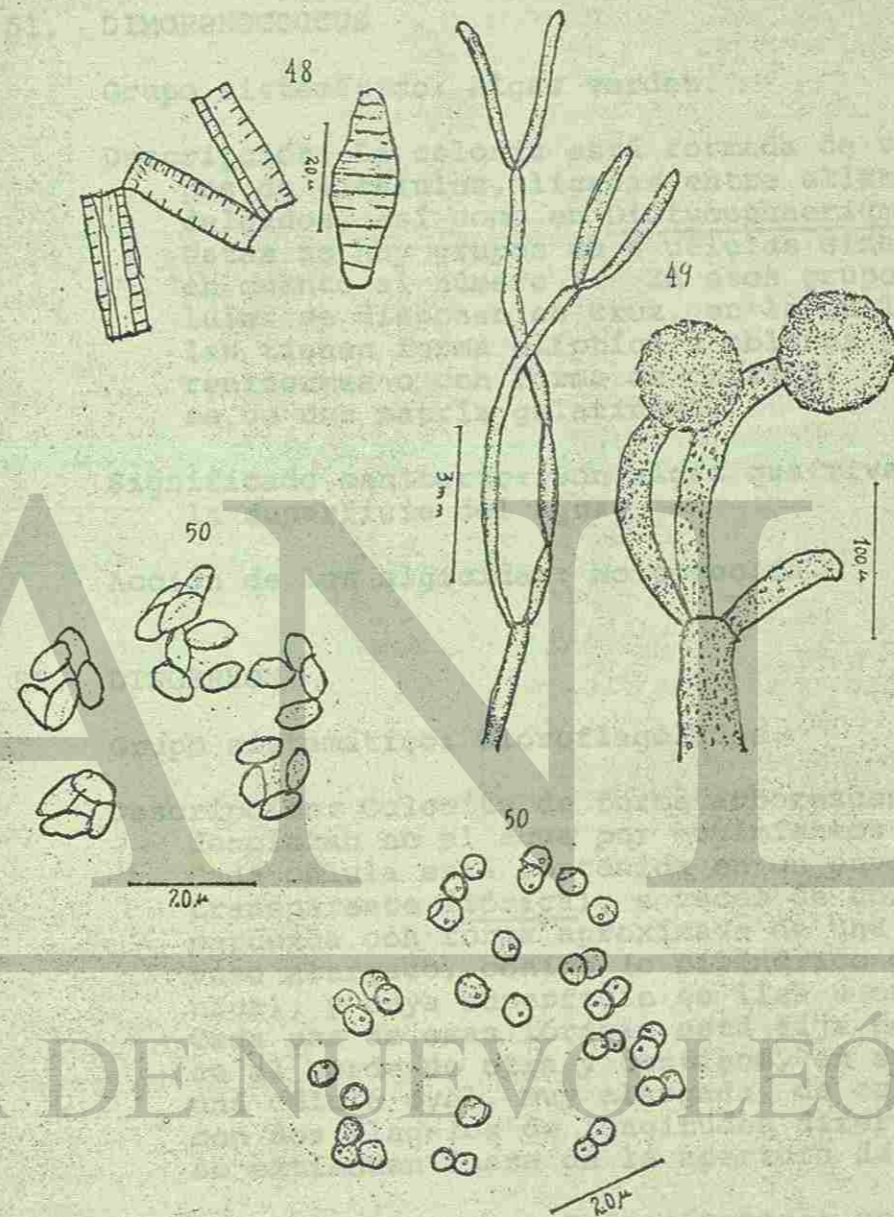
Acción de los algicidas: No conocida.

50. DICTYOSPHAERIUM

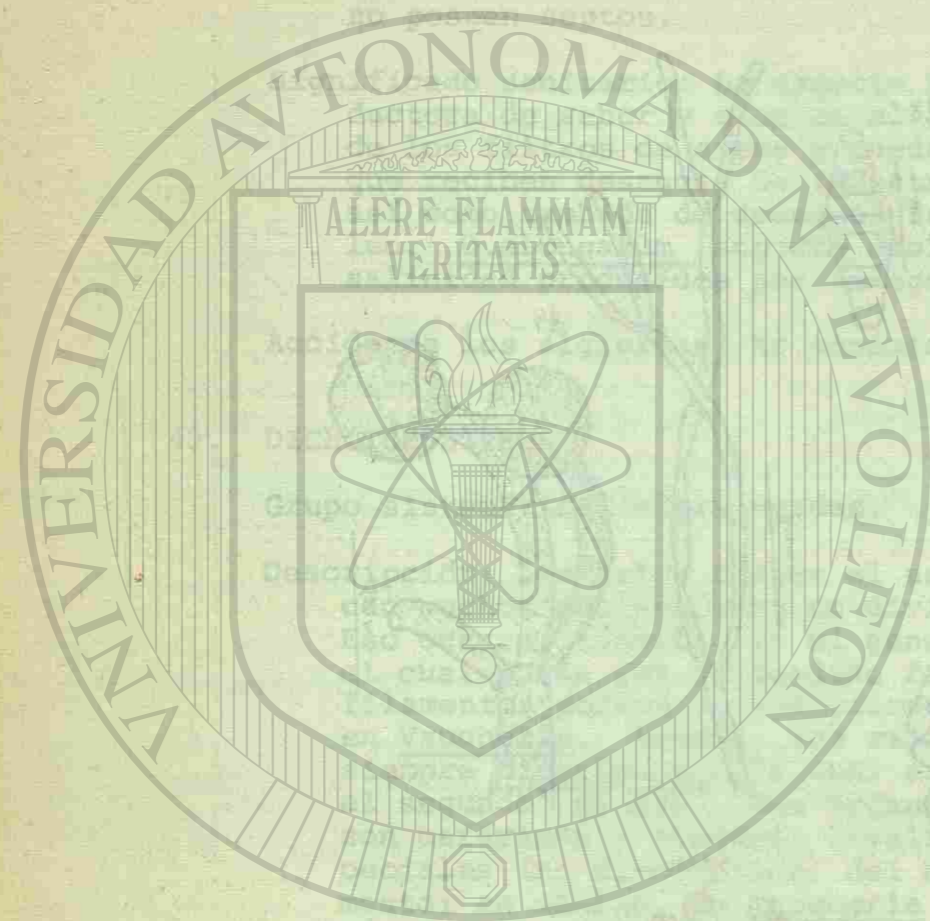
Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Colonias con gran matriz gelatinosa, formadas de células ovaladas o reniformes que se prenden unas a las otras por hilos gelatinosos muy delgados y ramificados. Se diferencian del género Dimorphococcus por el hecho de que en éstas, las células de la colonia están reunidas en grupos de 4 y también por la forma de las células.

Significado sanitario: Producen sabor y olor de grama o también de pescado cuando están en grandes



48 — Diatoma — 49 — Dichotomosiphon — 50 — Dictyosphaerium.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

concentraciones. La especie D.pulchellum obs -
truye filtros de arena.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato
de cobre y sensibles al cloro.

51. DIMORPHOCOCCUS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: La colonia está formada de varios gru-
pos de 4 células, ligadas entre ellas por hilos
delgados, así como en Dictyosphaerium (pero en
éstas no hay grupos de 4 células sino que varían
en cuanto al número). En esos grupos las 4 cé-
lulas se disponen en cruz, en la cual dos célu-
las tienen forma elíptica u oblonga y dos son
reniformes o con forma de corazón. A veces no
se ve una matriz gelatinosa.

Significado sanitario: Son algas que viven cerca de
la superficie del agua.

Acción de los algicidas: No conocida.

52. DINOBYRION

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Colonias de forma arborescente, que se
desplazan en el agua por movimientos propios .
Cada célula está contenida en un envoltorio -
transparente (lórica), a veces de coloración -
parduzca con forma aproximada de una copa o
vaso alargado, cónico (o cilíndrico de base có-
nica), y cuya superficie es lisa u ondeada.
Cada una de esas lóricas está fija por su ápice
al borde de otra y contiene, en su interior,
una célula oval, muy alargada, de color marrón,
con dos flagelos de longitudes diferentes que
se extienden fuera de la apertura de la lórica.

Significado sanitario: Este género es uno de los
más nocivos a la calidad del agua potable. Pro-
duce un fuerte olor y sabor de pescado o de gra-
ma, aún cuando en pequeño número en el agua.
Por acción del cloro, produce fuerte sabor me-
dicinal (clorofenoles). Son necesarias grandes
concentraciones de carbón activado para la co-
rrección de ese sabor. Algunas especies obstru-
yen filtros (por ej: D.sertularia). La especie
D. stipitatum es indicadora de aguas limpias.

Acción de los algicidas: Sensibles al cloro y al sul-
fato de cobre.

53. DRAPARNALDIA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Alga ramificada, formada de un talo principal, echado, de donde salen filamentos rectos perpendiculares, ramificados que terminan en cerdas transparentes. Las células de estos filamentos son cilíndricas y las del talo principal tienen las paredes convexas como pequeños barriles. La parte ramificada está encerrada en una matriz gelatinosa abundante. Esas algas forman masas macroscópicas sin forma específica (no esféricas como en *Chaetophora*), de color verdoso. Difieren del género *Stigeoclonium* por el hecho de que, en éste, los filamentos secundarios tienen el mismo espesor que el talo principal. Además, *Chaetophora* presenta la matriz gelatinosa mucho más desarrollada.

Significado sanitario: Solo son vistas, generalmente, en aguas corrientes, limpias y frías. Pueden, sin embargo, vivir en las paredes de reservorios. La especie *D. plumosa* es la más conocida como indicadora de aguas limpias.

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre.

54. ENTOPHYSALIS (*Chamaesiphon*)

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

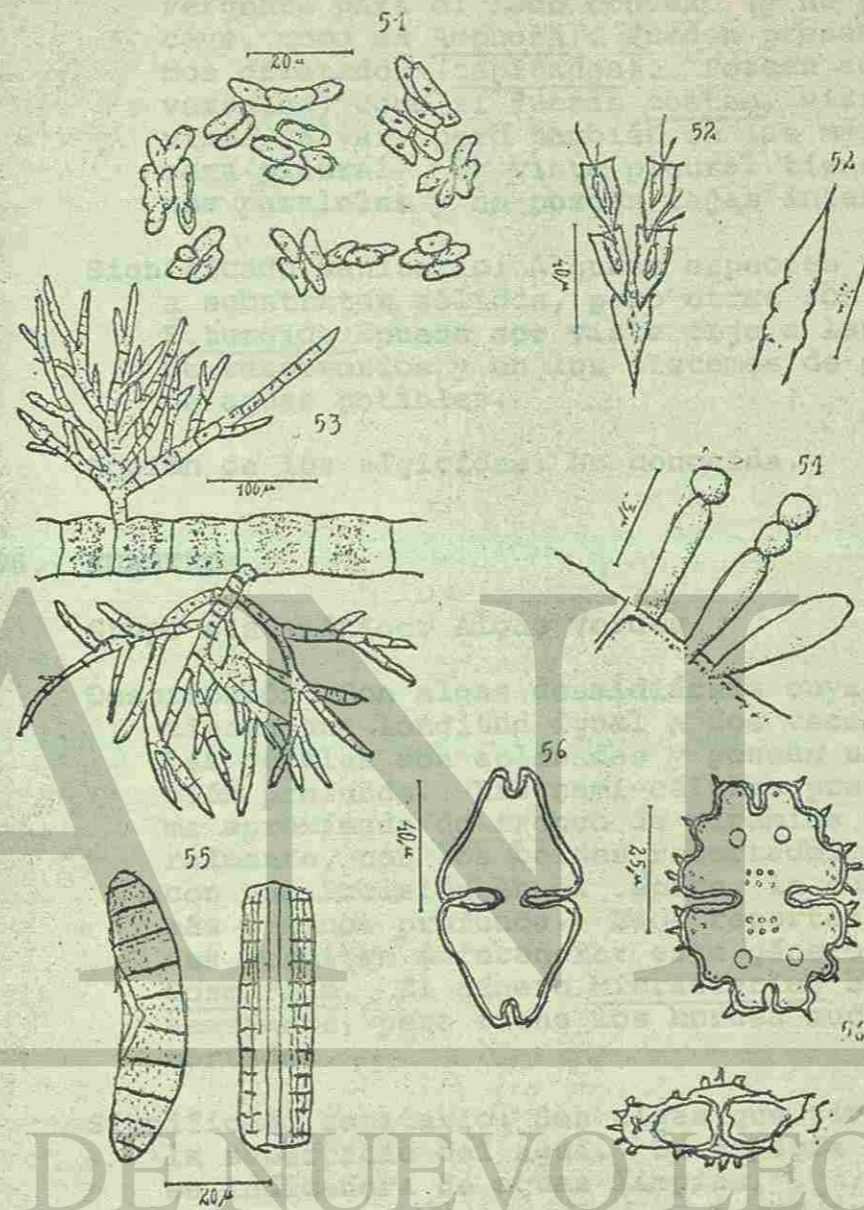
Descripción: Son algas, en general, epífitas y viven pegadas al talo de algas verdes, o a plantas superiores o fijas a substratos sólidos. Cada alga está formada de un filamento corto, con una célula basal cilíndrica y dos o tres células ovales o esféricas. Poseen una vaina gelatinosa.

Significado sanitario: Son algas de aguas limpias o de las zonas de recuperación. La especie *E. deusta* (más frecuente en aguas del mar) cuando se encuentra en aguas dulces, puede ser indicadora de polución por aguas de gran salinidad.

Acción de los algicidas: No conocida.

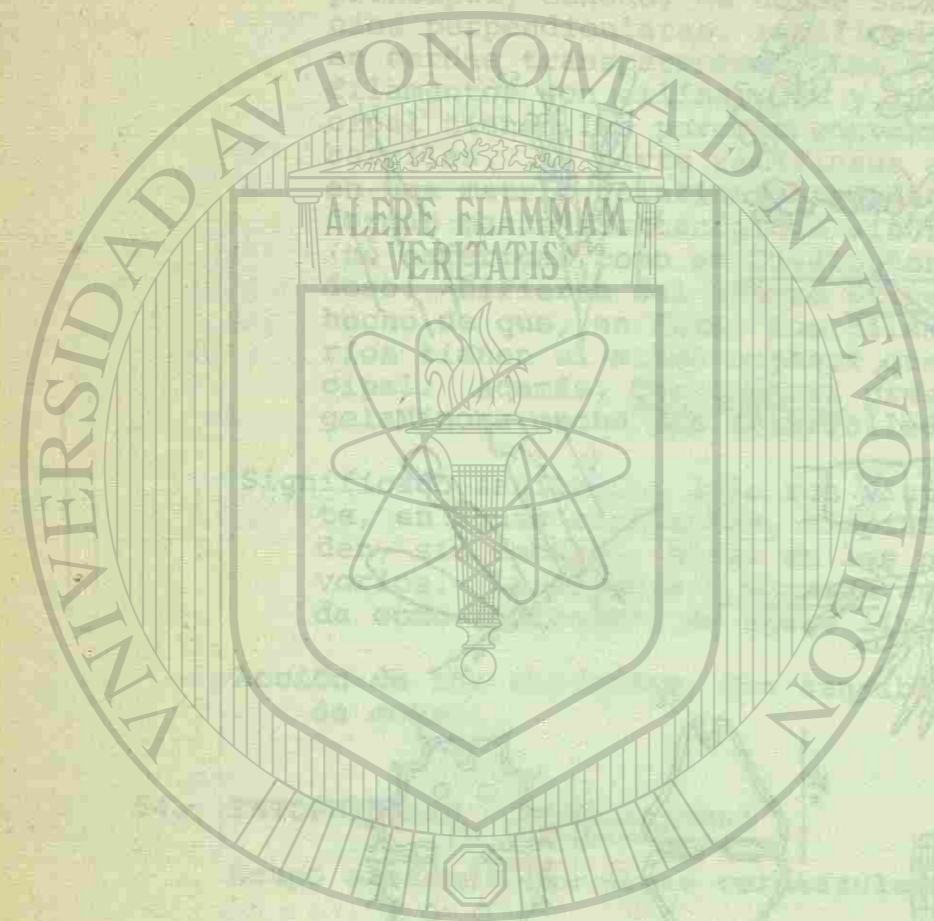
55. EPITHEMIA

Grupo sistemático: Diatomeas.



51 — *Dimorphococcus* — 52 — *Dinobryon* — 53 — *Draparnaldia* — 54 — *Entophysalis* (*Chamaesiphon*) — 55 — *Epithemia* — 56 — *Euastrum*.





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE VERACRUZ

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

53. TRAFALDIA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Alga ramificada formada de un talo principal, echado, en donde están firmemente unidos los tallos que terminan en ramificaciones de estos.

Descripción: En vista valvar presentan un lado convexo y el otro más o menos cóncavo, como un arco. Por ello, es semejante a Cymbella y a Amphora, pero su rafe tiene la forma de una V, convergente para el lado convexo (y no para el cóncavo, como en Amphora). Pueden presentar extremos dilatados (capitados). Poseen septos transversales, como si fueran costae, visibles en vista valvar, pero también en las márgenes de la cara pleural. En vista pleural tienen las márgenes paralelas y no poseen fajas intercalares.

Significado sanitario: Algunas especies viven fijas a substratos sólidos, pero otras son libres. E.turgida puede ser vista fija a las paredes de reservorios y en los sistemas de distribución de aguas potables.

Acción de los algicidas: No conocida.

56. EUASTRUM

Grupo sistemático: Algas verdes

Descripción: Son algas desmidiáceas cuyas células tienen una longitud igual a dos veces su ancho. Las células son aplanadas y poseen una constricción profunda. Las semi-células presentan forma aproximada de tronco de pirámide pero, generalmente, con los bordes recortados y siempre con una incisión en el ápice, la cual puede ser más o menos profunda. Esos recortes e incisiones permiten diferenciar este género del género Cosmarium. El género Micrasterias es un poco semejante, pero tiene los bordes mucho más recortados.

Significado sanitario: Son algas que viven cerca de la superficie del agua. La especie E.oblongum es indicadora de aguas limpias.

Acción de los algicidas: No conocida.

57. EUDORINA

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Colonias esféricas o elípticas, con movimiento propio. Contienen 16, 32, 64 células, las cuales se hallan un poco separadas unas de las otras y distribuidas en la periferia de la matriz gelatinosa. Las células son esféricas y poseen dos flagelos que atraviesan la capa de -

gelatina y salen al exterior. El cloroplasto, de cada célula, tiene forma de una taza, de color verde, y llena casi toda la superficie celular. Es semejante al género *Pandorina* pero en éste, las células se hallan muy juntas, comprimidas, y ocupan el centro de la colonia. El género *Volvox* tiene células mucho más pequeñas y más numerosas. *Gomphosphaeria*, un poco semejante, tiene color azulado y no tiene movimiento propio. *Uroglenopsis* posee un gran número de células, con flagelos desiguales y color marrón-dorado.

Significado sanitario: Son algas indicadoras de aguas polucionadas por desagues orgánicos. Son frecuentes en lagunas de estabilización.

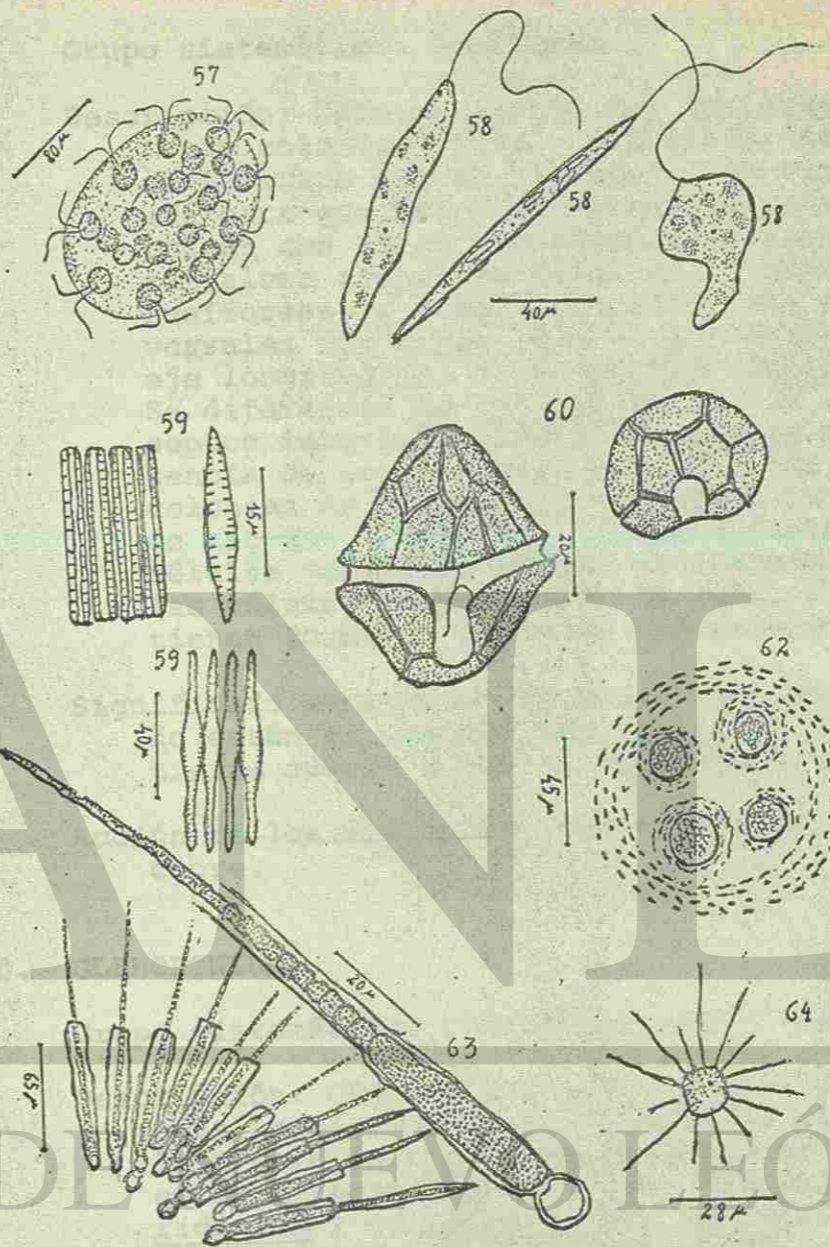
Acción de los algicidas: No conocida.

58. EUGLENA

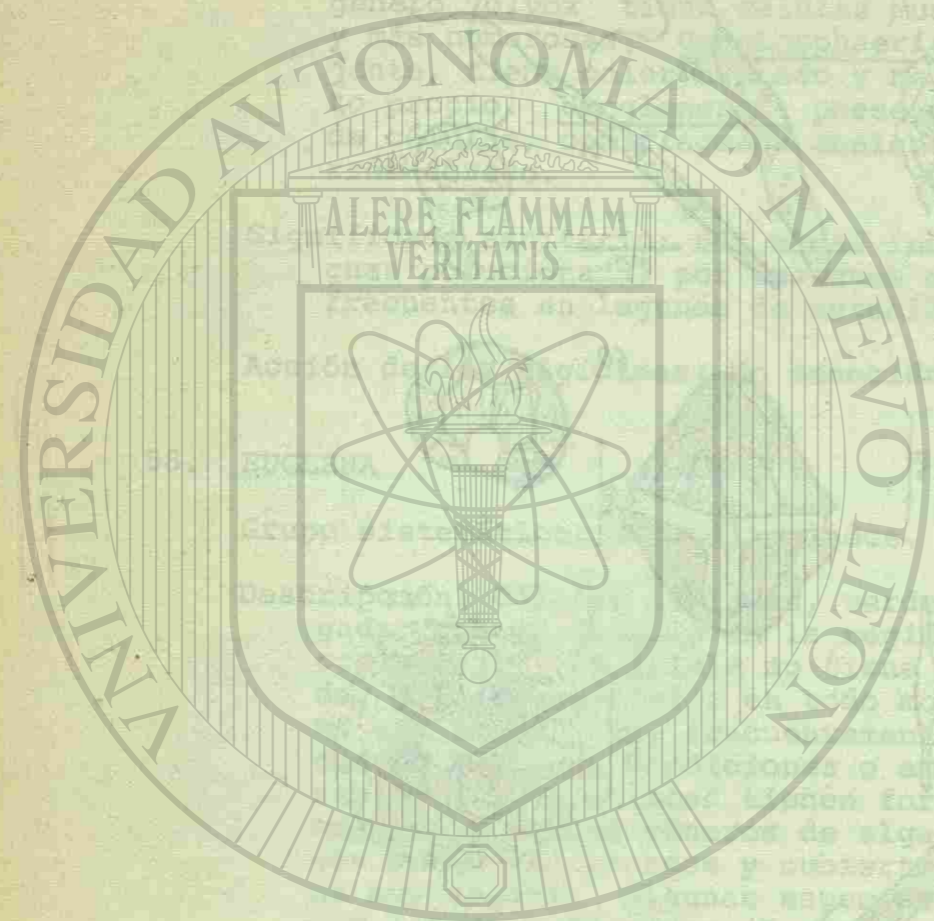
Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Células aisladas, verdes de forma alargada, con un flagelo en la región anterior y ocelo rojo. La célula no tiene una forma rígida, y puede cambiarla en todo momento, casi como una ameba. Muy frecuentemente forman quistes, cuando están en condiciones o ambientes desfavorables. Esos quistes tienen forma esférica, semejante a muchos géneros de algas verdes, pero son mucho más grandes y cubiertos por una membrana muy espesa. Algunas especies de *Euglena* son muy largas y delgadas (*E. acus*, por ej.) Algunas tienen color rojo o ferruginoso (ej: *E. sanguinea*) Son semejantes a *Chlorogonium*, pero éste tiene 2 flagelos y un solo cloroplasto (*Euglena* tiene varios cloroplastos en forma de discos o de bastonetes) *Lepocinclis* es también semejante, pero tiene la forma constante. *Euglena* (así como *Lepocinclis* y *Phacus*) puede presentar rayas helicoidales en la superficie de la célula. *Phacus* se diferencia de este género por tener forma aplanada como una hoja.

Significado sanitario: Son muy frecuentes en aguas polucionadas por compuestos orgánicos, así como en lagunas de estabilización. Algunas especies producen olor y sabor de pescado en el agua (ej: *E. sanguinea*) y poseen gusto dulce. Las especies *E. agilis*, *E. gracilis*, *E. oxyuris*, *E. polymorpha* y *E. viridis* son indicadoras de aguas polucionadas. En aguas limpias son vistas *E. ehrenbergi* y *E. spirogyra*.



57 — Eudorina — 58 — Euglena — 59 — Fragilaria — 60 — Glenodinium — 61 — Gloeocystis — 62 — Gloeotrichia — 63 — Golenkinia — 64 — Golenkinia.



Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre, y al cloro.

59. FRAGILARIA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células unidas por los costados, formando colonias fijas o flotantes, en forma de cinta (rara vez en zig-zag). En vista pleural (la cara que más frecuentemente se ve) son simétricas con forma de rectángulos largos. En vista valvar tienen la forma de un bastón o son fusiformes, a veces capitadas, con rayas transversales muy finas, que se interrumpen en el eje longitudinal de la célula (campo axial). Se diferencia de Tabellaria por la ausencia de septos longitudinales y de Diatoma por la ausencia de septos transversales. Además, las colonias de Tabellaria y Diatoma tienen forma de zig-zag. Meridion forma colonias planas de células yuxtapuestas por el costado, pero como las células tienen forma de cuña, las colonias tienen forma de arcos de circunferencia.

Significado sanitario: Producen olor de geranio cuando están en pequeña concentración, y de moho o tierra cuando están en mayor número.

Acción de los algicidas: Muy sensibles al sulfato de cobre.

60. GLENODINIUM

Grupo sistemático: Cloroflagelados. Dinoflagelados.

Descripción: Células aisladas, ovales, o con forma de obús, cubiertas de un mosaico de placas de celulosa como en los dinoflagelados en general. Sin embargo, esas placas no son espesas como en Peridinium y en Gonyaulax y, por ello, son a veces difíciles de ser reconocidas. Presentan dos surcos, uno extendido longitudinalmente en la mitad posterior (o inferior) de la cara ventral, y el otro dando una vuelta ecuatorial a la célula. En la intersección de ambos surcos se insertan 2 flagelos que se alojan, por lo menos en parte, en los surcos correspondientes. Color pardoamarillo.

Significado sanitario: Pueden existir en gran número en aguas estancadas de lagos o embalses. Producen olor y sabor de pescado.

Acción de los Algicidas: Sensibles al sulfato de cobre.

61. GLOEOCOCCUS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Colonias gelatinosas que pueden acumularse en grandes números en el fondo de los lagos, formando masas globosas con muchos centímetros de diámetro. Son muy semejantes al género Sphaerocystis y muchos especialistas consideran como un solo género. Sin embargo, otros suponen que se trata de una fase palmeloide de Chlamydomonas, pues las células presentan dos flagelos y tienen movimientos débiles.

Significado sanitario: La especie G.schroeteri es característica de las aguas limpias.

Acción de los algicidas: No conocida.

62. GLOEOCYSTIS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células esféricas u ovals, a veces aisladas pero generalmente formando colonias con matriz gelatinosa. Cada una de las células de esas colonias mantienen su propia matriz, la cual es en general estratificada, formada de capas concéntricas de gelatina, y siempre distinta de la gelatina general de la colonia. Por ello se puede diferenciar ese género del género Sphaerocystis. El cloroplasto de las células jóvenes posee una forma de taza pero, después, viene a ser difuso, llenando casi toda la célula y conteniendo gran número de granitos de almidón.

El género Asterococcus es semejante, pero no tiene matrices individuales para cada célula y, además, su cloroplasto tiene forma típica de una estrella. Gomphosphaeria puede ser un poco semejante, pero no tiene cloroplastos.

Significado sanitario: Producen olor séptico (ej: G. planctónica). Ciertas especies (ej: G.gigas) viven fijadas a las paredes de reservorios.

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre, al DAC y a las Rosinaminas. Son resistentes al ZDD, DNQ y CMU.

63. GLOEOTRICHIA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Colonias de filamentos verdeazulados, de una sola célula de espesor, encerrados en una

vaina gelatinosa, la cual es individual (para cada filamento) en la base, pero común a todos los filamentos en el ápice, lo mismo que en Rivularia. En los dos géneros, y también en Calothrix, los filamentos son formados de células más anchas en un extremo del hilo (basal) y van disminuyendo en dirección al otro extremo, el cual es punteagudo (ápice). Gloeotrichia y Calothrix poseen siempre un heterociste basal seguido por un acineto alargado, pero Rivularia nunca forma acinetos. Calothrix posee vainas individuales en toda la longitud de los filamentos. Cylindrospermum es un poco semejante, pero sus células tienen el mismo diámetro en toda la extensión del filamento.

Significado sanitario: Son algas fijadas o flotantes. Cuando están en grandes concentraciones producen olor de grama en el agua. Obstruyen filtros. La especie G.echinulata es tóxica.

Acción de los algicidas: Son muy sensibles al DNQ ; resistentes al CMU.

64. GOLENKINIA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células aisladas, esféricas, con cloroplasto en forma de taza, muy semejante al género Chlorella, pero posee cerdas largas, delgadas e incoloras, a veces no muy visibles, por su transparencia. A veces puede haber una capa gelatinosa. Son semejantes, también, a Micractinium, pero éstas son siempre coloniales.

Significado sanitario: Viven en la superficie de las aguas y son frecuentes en pequeñas lagunas de agua estancada, con muchas sustancias nutritivas minerales, resultantes de la descomposición de la materia orgánica. A veces están presentes, en gran número, en las lagunas de estabilización.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre.

65. GOMPHONEMA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Las células, en vista valvar, pueden tener forma naviculoide, foliácea, lanceolada, frecuentemente con uno o ambos extremos dilatados (capitados). Son siempre asimétricas según

el plano transversal (hasta cuando su forma es naviculoide, uno de los extremos es más ancho - que el otro) pero simétricas en relación al plano longitudinal. La rafe es recta y está situada a lo largo del eje longitudinal, al centro de un campo axial, o sea, de una faja lisa que interrumpe toda la ornamentación. En vista pleural, tienen la forma de una cuña, y, por lo tanto, asimétricas, también, en relación al plano transversal, pero simétricas longitudinalmente. Con frecuencia forman colonias, con un pedúnculo gelatinoso ramificado dicotómicamente, cada rama termina en una célula. Las colonias pueden estar fijas a un substrato o moverse libremente, en conjunto. Algunas especies son epífitas. Es un poco semejante al género *Rhoicosphenia*, por la forma de cuña, en la vista pleural pero, en esta última, la cuña está torcida en ángulo obtuso. Además, en vista valvar, son lanceoladas, pero mucho más delgadas y largas.

Significado sanitario: Se fijan a las paredes de reservorios (ej: *G.geminatum*, *G.olivaceum*) Muchas viven en aguas polucionadas o en lagunas de esta bilización (ej: *G.parvulum*)

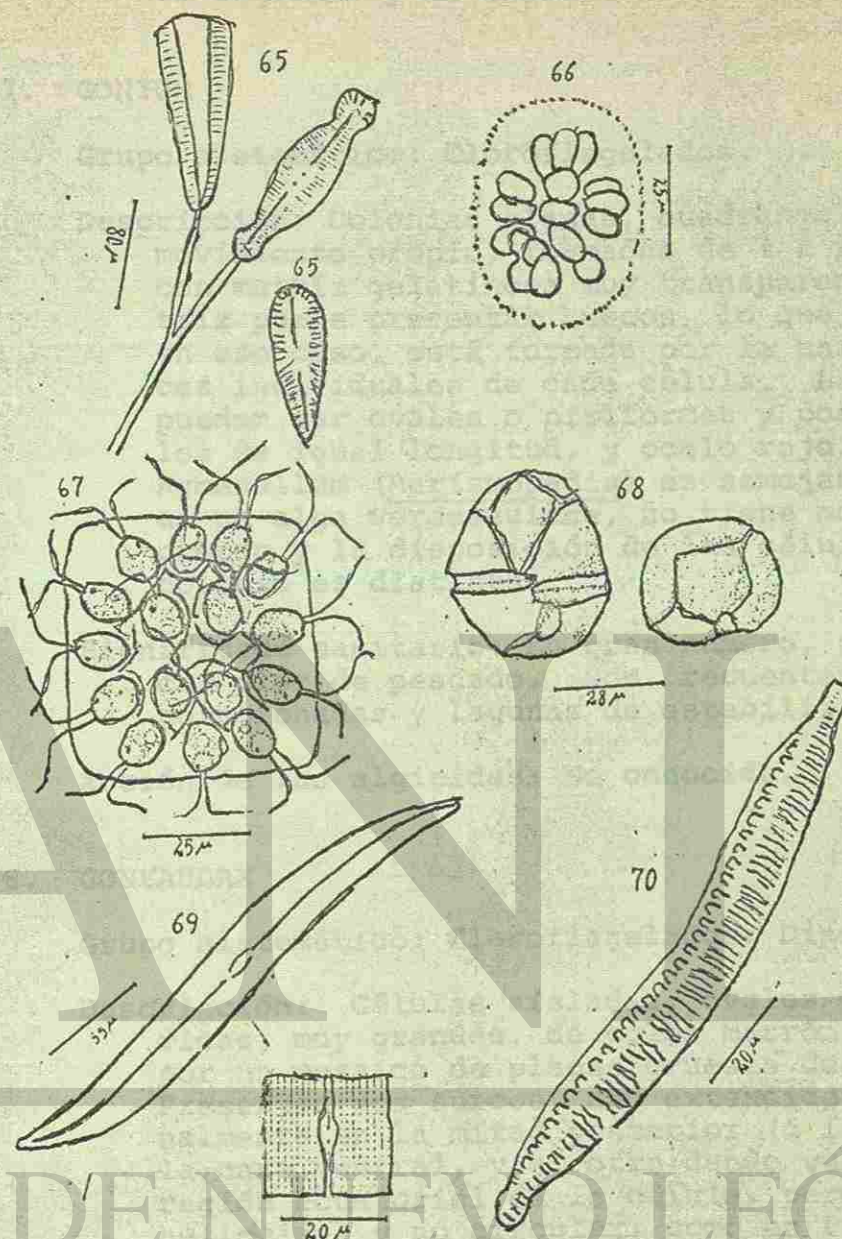
Acción de los algicidas: Sensibles a casi todos los algicidas, pero resistentes al CMU. Muy sensibles al sulfato de cobre.

66. GOMPHOSPHAERIA (*Coelosphaerium*)

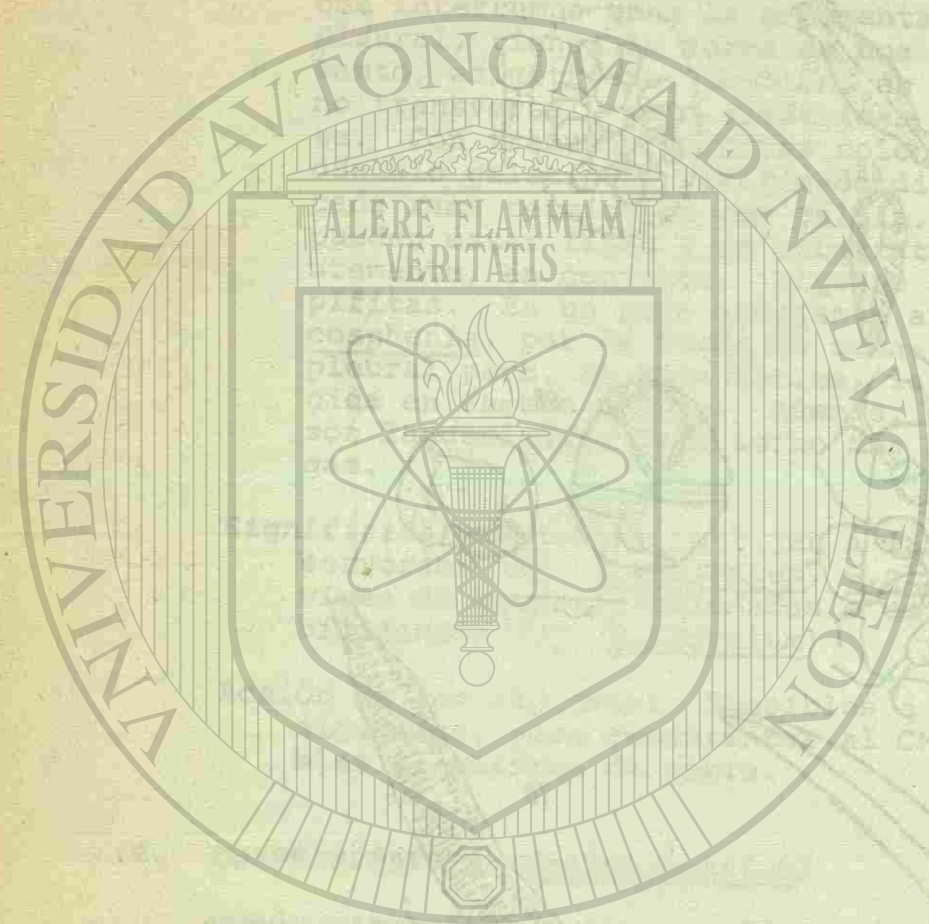
Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Colonias esféricas u ovals, con las células situadas apenas en una capa superficial. El centro de la colonia es vacío. Las células tienen color verdeazulado, y pueden ser esféricas, ovals, piriformes o cordiformes y, cuando no son esféricas, tienen disposición radial, es decir, que sus ejes longitudinales convergen al centro de la colonia. La matriz gelatinosa es abundante y transparente. Pueden ser semejantes a varios géneros coloniales, como: *Sphaerocystis* (pero éste es verde, con cloroplastos típicos), *Gloeocystis* (verde, y con capas gelatinosas individuales, en cada célula) *Eudorina* (que tiene cloroplastos y movimiento propio, por flagelos)

Significado sanitario: La especie *G.wichurae* puede provocar el fenómeno de floración en el agua. *G.lacustris* tiene gusto dulce, olor de grama y puede ser tóxica. *G.aponina* puede mantenerse en



65 — Gomphonema — 66 — Gomphosphaeria — 67 — Gontum — 68 — Gonyaulax —
69 — Gyrosigma — 70 — Hantzschia.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECA

los sistemas de distribución de aguas.

Acción de los algicidas: Son muy sensibles al sulfato de cobre y al cloro.

67. GONIUM

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Colonias planas, cuadrangulares, con movimiento propio, formadas de 4 a 16 células con matriz gelatinosa muy transparente. Esa matriz puede presentar huecos, lo que indica que, en ese caso, está formada por la unión de matrices individuales de cada célula. Las células pueden ser ovales o piriformes y poseen 2 flagelos de igual longitud, y ocelo rojo. El género *Agmenellum* (*Merismopedia*) es semejante, pero es un alga verdeazulada, no tiene movimiento propio y la disposición de las células en la colonia es distinta.

Significado sanitario: En gran número, puede producir olor de pescado. Son frecuentes en aguas polucionadas y lagunas de estabilización.

Acción de los algicidas: No conocida.

68. GONYAULAX

Grupo sistemático: Cloroflagelados. Dinoflagelados.

Descripción: Células aisladas, ovales o casi esféricas, muy grandes, de color marrón, cubiertas por un mosaico de placas gruesas de celulosa. Presentan dos surcos, uno extendido longitudinalmente en la mitad posterior (o inferior) de la cara ventral, y el otro dando vuelta por la región ecuatorial de la célula, pero en forma helicoidal y no circular, como en *Peridinium* y *Glenodinium*. En esos dos surcos están localizados los flagelos. Las placas de celulosa son poligonales y muy nítidas (al contrario de *Glenodinium*). El polo posterior (o inferior) de la célula está formado de una sola placa (al contrario de *Peridinium*, en la cual esa placa está dividida en dos).

Significado sanitario: Pueden existir en gran número, en aguas de lagos y embalses. Producen olor y sabor de pescado o, cuando entran en descomposición, sabor de tierra. Pueden producir obstrucción de filtros de arena.

Acción de los algicidas: Muy sensibles a la acción del sulfato de cobre y resistentes al cloro.

69. GYROSIGMA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Tienen forma sigmoide, en vista valvar, alargadas, delgadas, con extremos punteagudos o redondeados. La rafe está situada en el eje mediano longitudinal y acompaña la curvatura sigmoide de la célula. Ornamentación formada de líneas muy finas que se cruzan en ángulos rectos. En vista pleural tienen forma elíptico-lanceolada.

Significado sanitario: Viven cerca de la superficie de las aguas. Son indicadoras de desagues industriales de salinidad alta.

Acción de los algicidas: No conocida.

70. HANTZSCHIA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: En vista valvar son asimétricas según un plano longitudinal y presentan forma generalmente arqueada, con los extremos redondeados o dilatado (capitados). Uno de los bordes es convexo y el otro cóncavo u ondulado, con una depresión en la región central y dos prominencias en la dirección de los extremos. En este borde cóncavo está situado la rafe, contenida en una especie de quilla. Las valvas son ornamentadas por rayas, en el sentido transversal. La rafe, en la valva opuesta, se halla en el mismo borde cóncavo y ésta es una de las pocas características que permiten diferenciar este género de algunas especies del género *Nitzschia*, en el cual las rafes son opuestas diagonalmente. En vista pleural tienen forma rectangular alargada o sigmoide. En sección transversal, presentan forma rectangular y no rómbica como en *Nitzschia*. Las células pueden ser aisladas, con locomoción libre, o presentarse reunidas en tubos gelatinosos simples o ramificados.

Significado sanitario: La especie *H. amphioxys* es resistente al hidrógeno sulfurado y a la polución orgánica; *H. elongata* es indicadora de polución por desagues industriales.

Acción de los algicidas: No conocida.

71. HILDEBRANDIA

Grupo sistemático: Algas rojas.

Descripción: Células rojizas, redondeadas, pegadas entre sí por sus membranas, formando una estructura membranosa, con solo una célula de espesor. Esa membrana se fija, generalmente, a las rocas en aguas corrientes y, de ella, parten filamentos no ramificados, muy densamente enredados. Puede ser un poco semejante a *Chaetopeltis*, pero ésta posee células poligonales, con cerdas y con matriz gelatinosa, y crece sobre otras plantas (son epífitas), no sobre rocas.

Significado sanitario: Son indicadoras de aguas limpias, en general agitadas y, por lo tanto, bien aireadas.

Acción de los algicidas: No conocida.

72. HYALOTHECA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Es una desmidiácea filamentosa, pero la constricción mediana de sus células es generalmente imperceptible, lo que hace difícil el reconocimiento. Células cilíndricas, las cuales en lugar de espinas u otros ornamentos, presentan, solamente, pequeños nódulos en hileras transversales, junto a los extremos de cada célula. Los nuevos filamentos poseen un cloroplasto en cada célula, en posición central, con prolongamientos de forma globosa, en dirección a las membranas celulares. En células más viejas, el cloroplasto se divide, formando un cloroplasto en cada semicélula. Pueden ser semejantes a otras algas filamentosas verdes y, para diferenciarla, es necesario el reconocimiento de las constricciones, de los nódulos o de la espesa vaina gelatinosa, muy transparente. No presentan el aspecto torcido, como en *Desmidium*.

Significado sanitario: Vive en la superficie, a veces en gran número, principalmente en aguas estancadas.

Acción de los algicidas: No conocida.

73. HYDRODICTYON

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Colonias cenobiales flotantes, macroscópicas, formadas de muchas mallas, como una red

de pesca. Las colonias son verdes, de forma cilíndrica, con los extremos redondeados y pueden tener hasta más de 15 cm de longitud. Las mallas son hexagonales, formadas de 6 células grandes y largas, unidas por los extremos solamente. Las células adultas pueden llegar a 1.5 cm de longitud y son multinucleadas.

Significado sanitario: Pueden vivir en los filtros y producir obstrucciones. Viven en gran número en lagunas con muchas sales minerales, provocando el fenómeno de la floración, con sabor y olor séptico.

Acción de los algicidas: Son muy sensibles al sulfato de cobre.

74. KIRCHNERIELLA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células en forma de cachitos o de una hoz, muy encorvadas. Forman colonias con matriz gelatinosa. Se diferencian del género *Selenastrum* por la presencia de gelatina y porque sus células son más gruesas y encorvadas, a veces con la concavidad muy reducida.

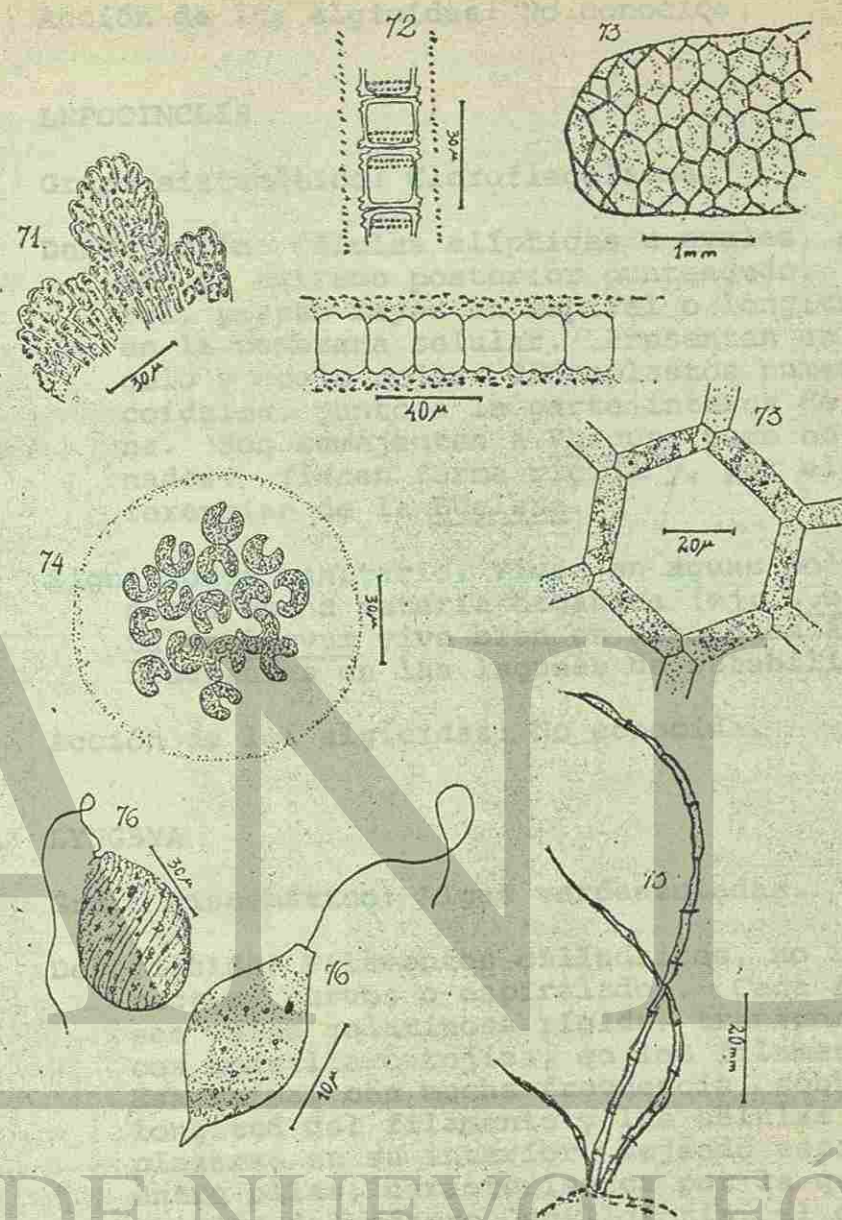
Significado sanitario: Son algas que habitan en la superficie de las aguas.

Acción de los algicidas: Muy resistentes al sulfato de cobre.

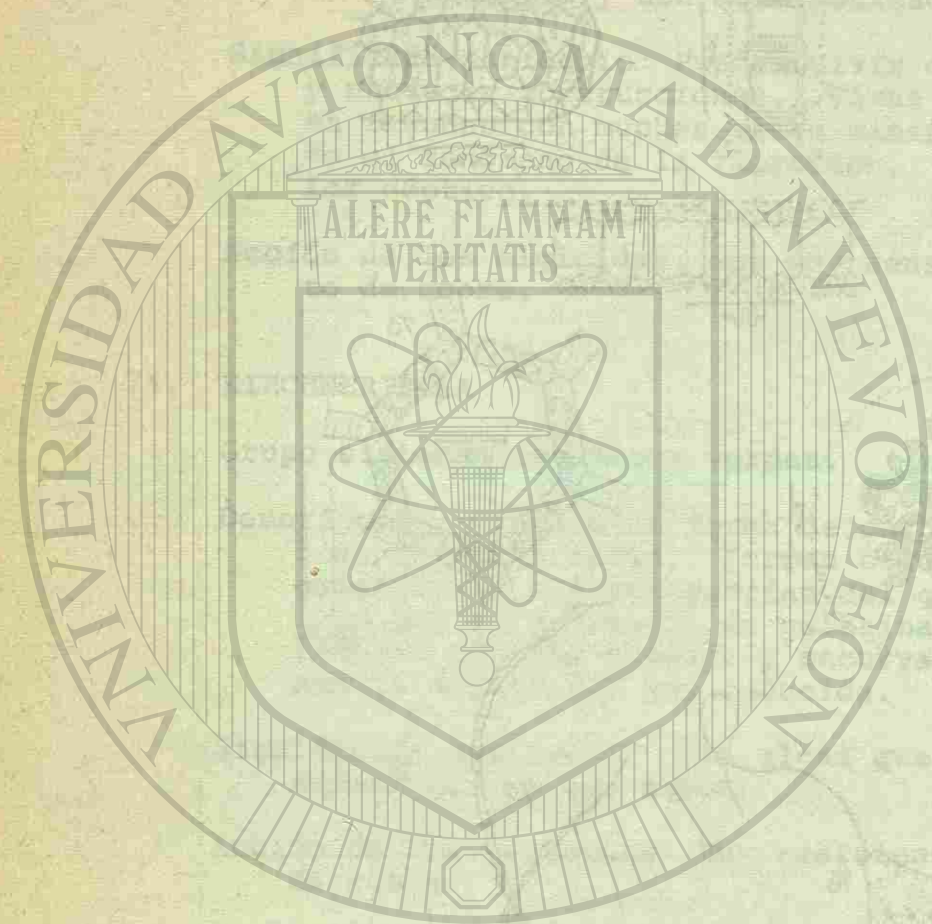
75. LEMANEA

Grupo sistemático: Algas rojas.

Descripción: Talos rígidos, cilíndricos, cartilaginosos, macroscópicos (hasta más de 20 cm de longitud) simples o ramificados, con regiones diferenciadas en nudos, más anchos, y entrenudos más estrechos. Su color es verde-olivo, a veces muy oscuro (casi negro). La estructura del talo se compone de un cilindro que posee un eje longitudinal formado de una hilera de células. De cada una de estas células parten, radialmente, 4 células perpendiculares al eje. Estas se pegan, por el otro extremo, a hileras ramificadas de células longitudinales, superficiales o corticales, formando un complejo de filamentos muy unidos como una corteza que cubre todo el talo.



71 — Hildebrandia — 72 — Hyalotheca — 73 — Hydrodictyon — 74 — Kirchneriella —
75 — Lemanea — 76 — Lepocinelis.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE

DIRECCIÓN GENERAL DE BIOTECNOLOGÍA

Significado sanitario: Son algas que viven fijadas a las rocas de aguas torrentosas y limpias (ej: L.annulata).

Acción de los algicidas: No conocida.

76. LEPOCINCLIS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Células elípticas u ovals, a veces con el extremo posterior punteado. En general, poseen rayas en espiral o longitudinales, en la membrana celular. Presentan un solo flagelo y ocelo rojo. Cloroplastos numerosos, discoidales, junto a la parte interna de la membrana. Son semejantes a Phacus, pero no son aplanados. Tienen forma rígida y, por ello, se diferencian de la Euglena.

Significado sanitario: Viven en aguas polucionadas o con mucha materia orgánica (ej: L.ovum, L.texta). L.ovum vive bien en ambientes ácidos. Son frecuentes en las lagunas de estabilización.

Acción de los algicidas: No conocida.

77. LYNGBYA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos cilíndricos, no ramificados, rectos, curvos o espiralados. Cada filamento posee vaina gelatinosa rígida, transparente (a veces amarilla o rojiza, en los filamentos viejos). Esa vaina, con mucha frecuencia, sobrepasa la longitud del filamento y las células pueden desplazarse en su interior, dejando espacios vacíos entre ellas, característica por la que se diferencian del género Oscillatoria, el cual no posee esa vaina. Nunca forman heterocistes o acinetos. Phormidium es un poco semejante, pero posee matriz gelatinosa común a muchos filamentos.

Significado sanitario: Varias especies viven en la superficie de aguas estancadas formando una película verdeazulada. Viven en agua polucionada (ej: L.digueti). Las especies L.aestuaria y L.majuscula son especies marinas o de aguas salobres, y pueden ser tóxicas. L.contorta es, también, tóxica y provoca síntomas de la "fiebre del heno".

Acción de los algicidas: Sensibles al CMU.

78. MALLEMONAS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Células aisladas, de forma ovalada elíptica, cilíndrica o fusiforme, cubierta de placas de sílice, dispuestas como tejas de un tejado. Varias de esas placas poseen espinas largas. Poseen un flagelo y tienen, en general color marrón-dorado. Por acción del formaldehído puede haber cambio de su color y pérdida del flagelo.

Significado sanitario: Son algas que, en general, sólo viven en aguas muy transparentes y, con frecuencia, son más abundantes a varios metros de profundidad que en la superficie. Producen olor semejante al de violetas. En gran número, producen sabor y olor de pescado.

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre.

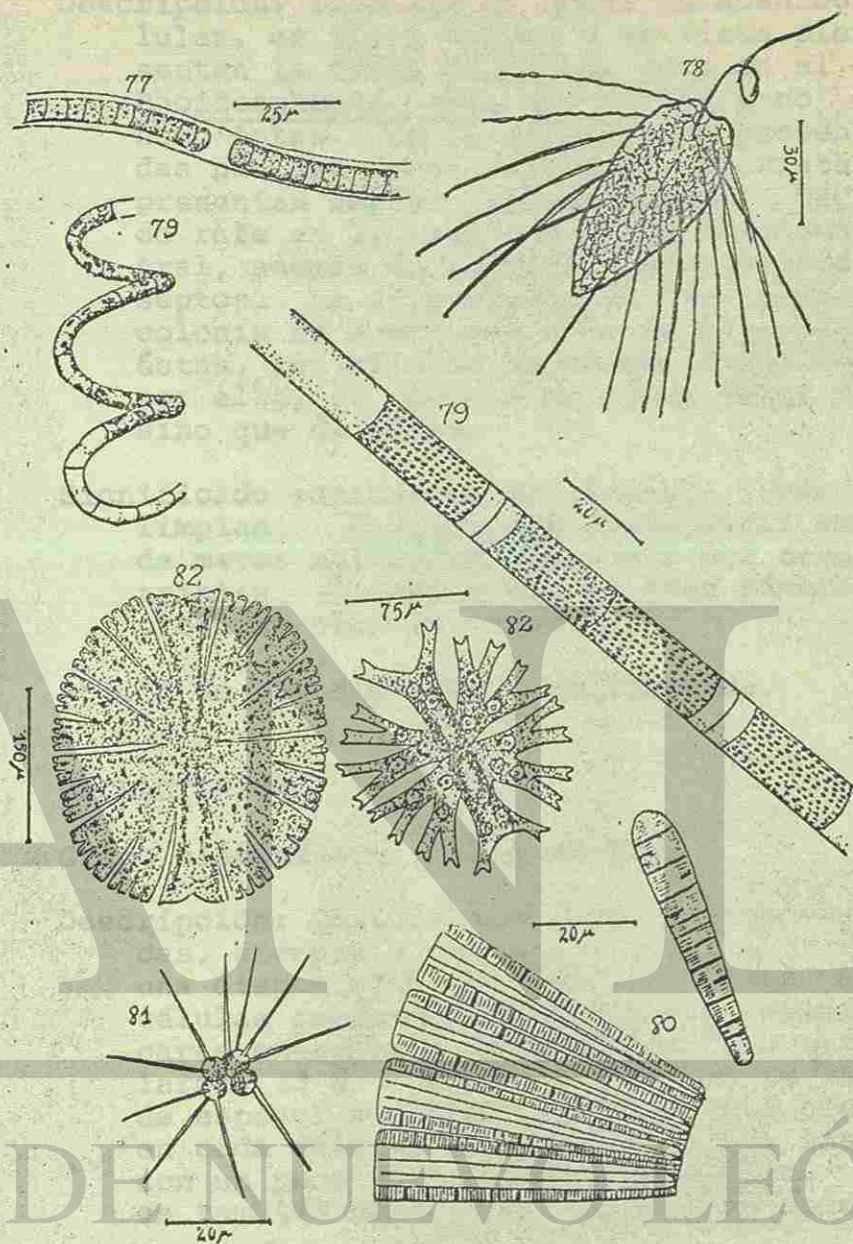
79. MELOSIRA

Grupo sistemático: Diatomeas.

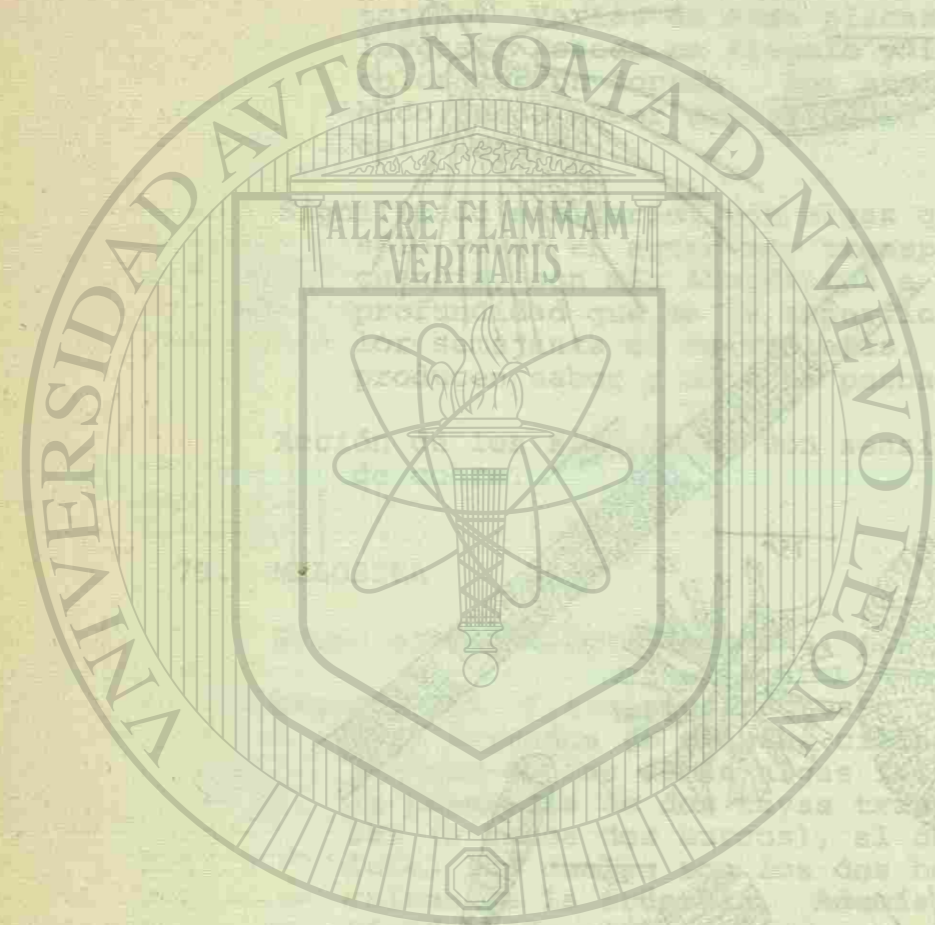
Descripción: Filamentos rectos o curvos (helicoidales) formados de células cilíndricas. Se diferencian de las demás algas filamentosas, por la presencia de dos rayas transversales paralelas (a veces dos surcos), al centro de cada célula, las cuales son los dos bordes de las dos valvas de la frústula. Además, el filamento es rígido. En vista valvar (muy rara vez visible) las células son circulares (céntricas) con los bordes frecuentemente dentados, principalmente cuando esa cara es convexa y no plana. En vista valvar se ven ornamentaciones formadas generalmente por líneas longitudinales de puntitos. Las células son mucho más largas que las de *Stephanodiscus* o de *Cyclotella*, que son otros géneros de diatomeas que pueden formar filamentos.

Significado sanitario: Son algas que frecuentemente viven junto a la superficie del agua y pueden provocar obstrucción de los filtros de arena. Producen olor semejante al geranio o, cuando están en gran número, sabor de tierra. La especie *M. varians* vive en aguas polucionadas por desagues orgánicos.

Acción de los algicidas: Son muy sensibles al sulfato de cobre y muy resistentes al cloro.



77 — Lyngbya — 78 — Mallomonas — 79 — Melosira — 80 — Meridion — 81 — Micratinium — 82 — Micrasterias.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

80. MERIDION

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Colonias en forma de abanicos. Las células, en vista valvar o en vista pleural presentan la forma de cuñas, como en el género Rhoicosphenia, pero son rectas y no curvas como éstas. En la colonia, se presentan pegadas por las caras valvares. En vista valvar presentan septos transversales. Hay una pseudo rafe en la región del eje longitudinal central, además de estrías transversales entre los septos. La disposición de las células en la colonia es semejante a la de Fragilaria, pero en éstas, las células no tienen forma de cuña y, por ello, la colonia no tiene forma de abanico, sino que de cinta.

Significado sanitario: En general, viven en aguas limpias. M.circulare puede vivir en ambientes de mayor salinidad producida por desagues industriales. Cuando están en gran número, pueden producir olor de especias.

Acción de los algicidas: No conocida.

81. MICRACTINIUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células esféricas o ligeramente elípticas, siempre en colonias con 4 a 32 células con una disposición tetraédrica. Cada una de las células presenta 1 a 7 espinas, siempre en las caras externas a la colonia. Las espinas son largas (3 a 4 veces el diámetro de la célula) y de espesor uniforme. Hay un solo cloroplasto en cada célula. Cuando no se ven las espinas, son un poco semejantes a Chlorella. Golenkinia es también semejante, pero no es colonial.

Significado sanitario: Son algas que viven junto a la superficie del agua. Viven bien en aguas polucionadas y son frecuentes, en gran número, en lagunas de estabilización.

Acción de los algicidas: No conocida.

82. MICRASTERIAS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Son dosmidiáceas unicelulares, en gene

ral, aisladas. Las células son muy aplanadas (foliáceas) y divididas en 2 semi-células por una constricción profunda. Los bordes son muy recortados y, por ello, el alga tiene aspecto de una estrella irregular, pero con simetría bilateral (y no radial). Presentan un cloroplasto en cada semi-célula, el cual tiene la forma aproximada de la semi-célula. El aspecto estrechado permite diferenciarla de los géneros Euastrum y Cosmarium.

Significado sanitario: Son más frecuentes en pequeñas lagunas de aguas estancadas, limpias y duras.

Acción de los algicidas: No conocida.

83. MICROCOLEUS

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos verdeazulados, semejantes a Oscillatoria, Phormidium o Lyngbya, pero con una matriz gelatinosa espesa, cilíndrica y homogénea, la cual envuelve varios filamentos paralelos, o torcidos en espiral, muy unidos. Phormidium, el único de esos géneros que posee la matriz común, no la tiene con una forma definida rígida, como el Microcoleus.

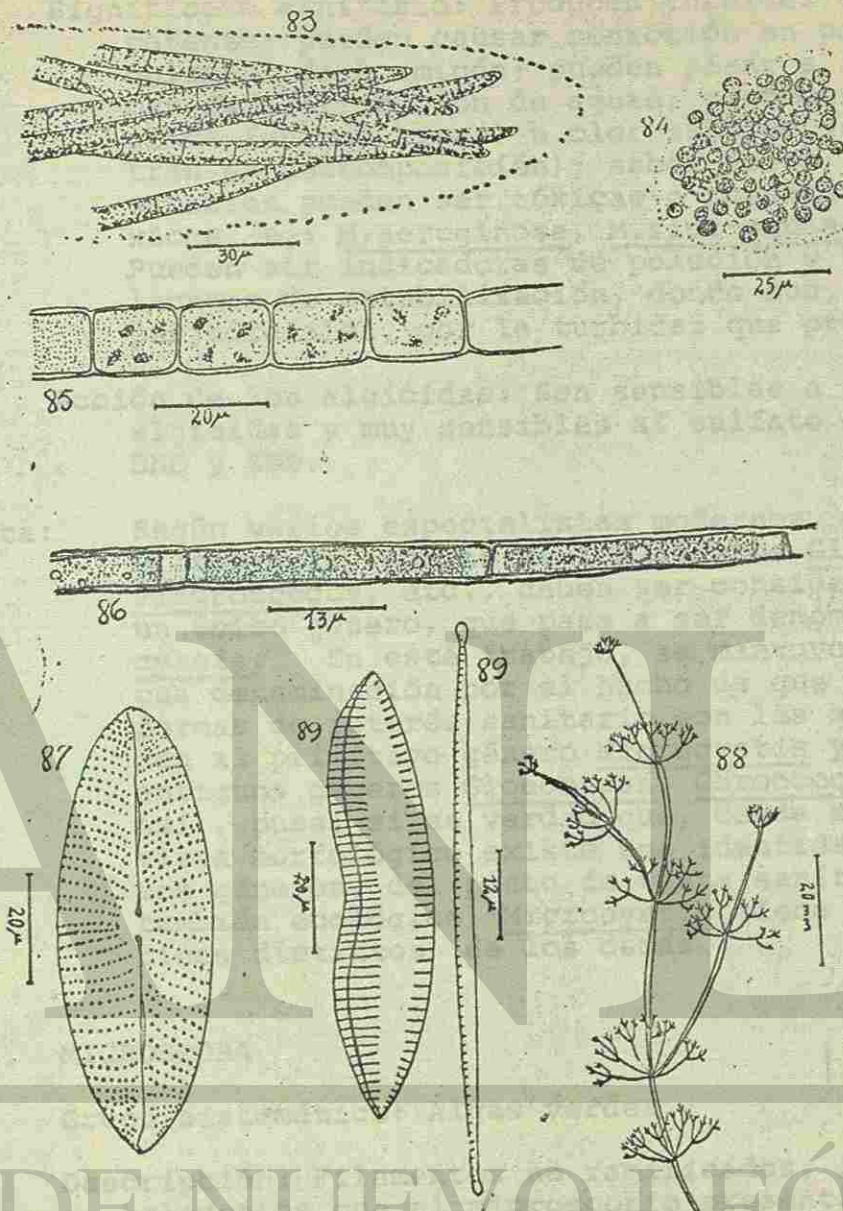
Significado sanitario: La especie M. subtorulosus es característica de aguas limpias. M. chthonoplastes vive en aguas de salinidad alta.

Acción de los algicidas: No conocida.

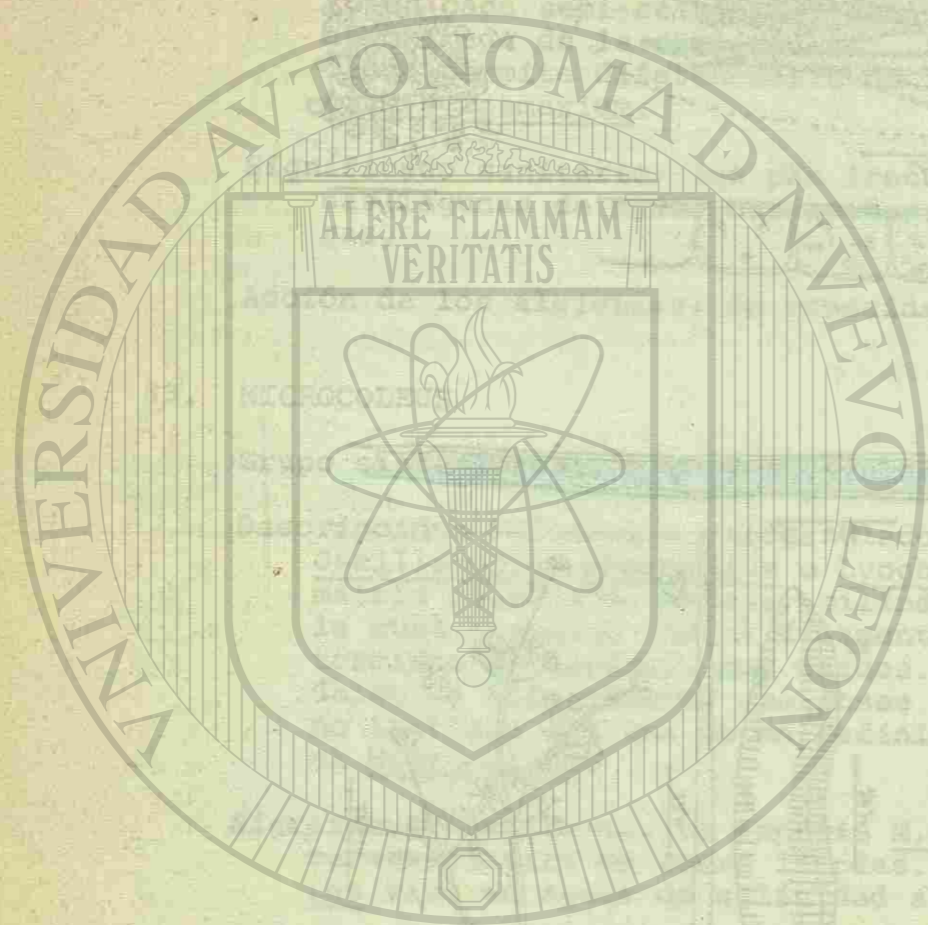
84. MICROCYSTIS (Anacystis)

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Colonias en general irregulares, muy variables en su tamaño, forma y número de células. Las células son pequeñas, verdeazuladas, esféricas, con matriz gelatinosa muy abundante y transparente. Las células más viejas poseen muchos pseudo-vacuólos semejantes a pequeñas burbujas de gas, muy refringentes, los cuales hacen flotar la colonia, provocando el fenómeno de la floración de las aguas. Las aguas de ciertos lagos o embalses, con floración provocada por Microcystis pueden llegar a presentar un aspecto de "sopa de alverjas", muy espesa. Con frecuencia, las colonias son planas, con huecos en su interior, mientras que a veces son



83 — Microcoleus — 84 — Microcystis (Anacystis) — 85 — Microspora — 86 — Mougeotia — 87 — Navicula — 88 — Nitella — 89 — Nitzschia.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE

DIRECCIÓN GENERAL DE BIB

esféricas y compactas. En el fenómeno de la floración, muchas de esas colonias se juntan, formando masas visibles a simple vista.

Significado sanitario: Producen turbidez o color aparente; pueden causar corrosión en paredes o columnas de hormigón; pueden pasar a los sistemas de distribución de aguas; producen olor de grama (cuando vivas) u olor séptico (cuando en tran en descomposición); sabor dulce; algunas especies pueden ser tóxicas o potencialmente tóxicas (ej: M.aeruginosa, M.flos-aquae, M.toxica). Pueden ser indicadoras de polución y vivir en lagunas de estabilización, donde son, en general perjudiciales, por la turbidez que producen.

Acción de los algicidas: Son sensibles a todos los algicidas y muy sensibles al sulfato de cobre, DNQ y ZDD.

Nota: Según varios especialistas modernos, el género Microcystis, además de los géneros Gloeocapsa, Pleurococcus, etc., deben ser considerados como un único género, que pasa a ser denominado Anacystis. En este trabajo, se mantuvo la antigua denominación por el hecho de que todas las formas de interés sanitario son las que pertenecen al primitivo género Microcystis y no a los antiguos géneros Gloeocapsa, Chroococcus, etc. Así, pues, si es verdad que, desde el punto de vista morfológico existe una identidad entre esos géneros, del punto de vista sanitario (y también ecológico) Microcystis tiene características distintos de los demás.

85. MICROSPORA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Filamentos no ramificados, formados por elementos que al microscopio presentan forma de H. (Las membranas celulares encierran la mitad de cada célula, y no el volumen total de una célula). Esos elementos, o membranas, son de celulosa y ésta se dispone en capas. En algunas especies, la membrana es delgada y en otras es espesa. El almidón es tan abundante que llega a enmascarar la presencia de los cloroplastos. Son muy semejantes al género Tribonema, incluso por los elementos en forma de H. Pero pueden diferenciarse con ayuda del lugol, pues Tribonema pertenece al grupo de las xantofíceas y no posee almidón. El género Oedogonium es un poco semejante, pero no posee los elementos en forma de H.

Significado sanitario: Son algas que, en general, viven fijadas a los substratos sólidos en cuanto son jóvenes, pero después pueden flotar, a veces en gran número, principalmente en pequeños cuerpos de agua. Viven en aguas ácidas.

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre.

86. MOUGEOTIA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Filamentos formados de células cilíndricas y largas (por lo menos con longitud igual a 4 veces el diámetro). Cada célula posee un cloroplasto en forma de cinta que se extiende por toda la longitud de la célula. Ese cloroplasto puede variar de posición, girando sobre su eje longitudinal, de acuerdo a la intensidad de la luz. Es frecuente encontrar filamentos formados sólo de 1 ó 2 células. Los extremos libres, de las células, pueden presentar la forma de tronco de cono, como también se ve en el género Spirogyra. En el plano de contacto entre dos células, esos extremos pueden estar comprimidos para dentro de la célula, formándose un pliegue circular en la membrana (plicatura).

Significado sanitario: Son, en general, habitantes de la superficie de las aguas. Pueden provocar obstrucción de los filtros de arena.

Acción de los algicidas: No conocida.

87. NAVICULA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Son células aisladas, pennadas y con la frústula simétrica según los tres planos. En vista valvar son alargadas, y se estrechan en dirección a los extremos, como en un navío (forma navículoide). Los extremos pueden ser dilatados (capitados) redondeados o punteados. Poseen rafe recta, en el eje central longitudinal de las valvas. Ornamentación formada de rayas de puntitos, transversales o radiales, interrumpidas por un campo axial liso, el cual contiene la rafe. En vista pleural son rectangulares, sin fajas intercalares. Son muy semejantes a Stauroneis pero no poseen la faja transversal lisa (estauro) que atraviesa todo el ancho de la valva, formando una cruz, con el campo axial. (Ese estauro es,

en realidad, el mismo nódulo central que existe en todas las diatomeas que poseen rafe, pero - muy dilatado). El nódulo central, en Navicula interrumpe la rafe, pero no se extiende hasta los bordes de la valva. Pinnularia es un poco semejante, pero no tiene forma navículoide en vista valvar. Algunas especies de Nitzschia pueden ser, también, semejantes, pero no tienen la rafe en posición axial.

Significado sanitario: N.gracilis y N.exigua var. capitata son indicadoras de aguas limpias; N.cryptocephala es resistente a desagues industriales fenólicos, o de industrias de papel. N.radiosa es indicadora, también, de residuos de industrias de papel o aceite; N.subtilissima y N.viridis viven en aguas ácidas y de salinidad alta; N.viridula es resistente al cobre; N.bisulcatum es indicadora de desagues fenólicos; N.minina es indicadora de hidrógeno sulfurado; N.atomus y N.cuspidata son indicadoras de cromo; N.anglica, N.cincta, N.gregaria, N.longirostris, N.minuscula, N.pigmaea y N.salinarum viven en aguas de alta salinidad (polución salina). Muchas pueden producir obstrucción de los filtros (ej: N.graciloides y N.lanceolata).

Acción de los algicidas: En general, muy sensibles al sulfato de cobre.

88. NITELLA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Plantas macroscópicas, ramificadas, con aspecto arborescente como las plantas superiores, pero no poseen hojas, ni producen flores. El talo principal es segmentado en nudos y entre nudos. De los nudos, parten ramas, las cuales son también segmentadas y ramificadas. Se diferencia del género Chara por el hecho de no poseer una corteza en su talo principal. Así los entrenudos de Nitella están formados por una sola célula, muy larga (varios centímetros) como en Chara, pero descubiertas. Se diferencia también de Lemanea y Batrachospermum por esa misma característica. Viven fijadas al fondo, en zanjas no muy profundas o cerca de las orillas de los lagos, donde pueden formar vegetación muy compacta, dentro del agua.

Significado sanitario: Pueden vivir fijadas en las paredes de los reservorios. Producen olor de grama u olor séptico, cuando están en grandes concentraciones. Producen gusto amargo en el agua.

Acción de los algicidas: Muy resistentes al sulfato de cobre.

89. NITZSCHIA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células aisladas, asimétricas en vista valvar, en general delgadas y largas, rectas o sigmoides, a veces con una constricción central. En una de las márgenes está situada la rafe, contenida en una quilla. La otra rafe está en posición idéntica, en la otra valva, pero en sentido opuesto diagonalmente. Por ello se puede diferenciar ciertas especies de *Nitzschia*, del género *Hantzschia*, el cual posee las dos rafe en el mismo lado de ambas valvas. Además, la sección transversal tiene forma rómbica en *Nitzschia* y rectangular en *Hantzschia*. Las valvas son ornamentadas por rayas transversales. En vista pleural son rectangulares o sigmoides.

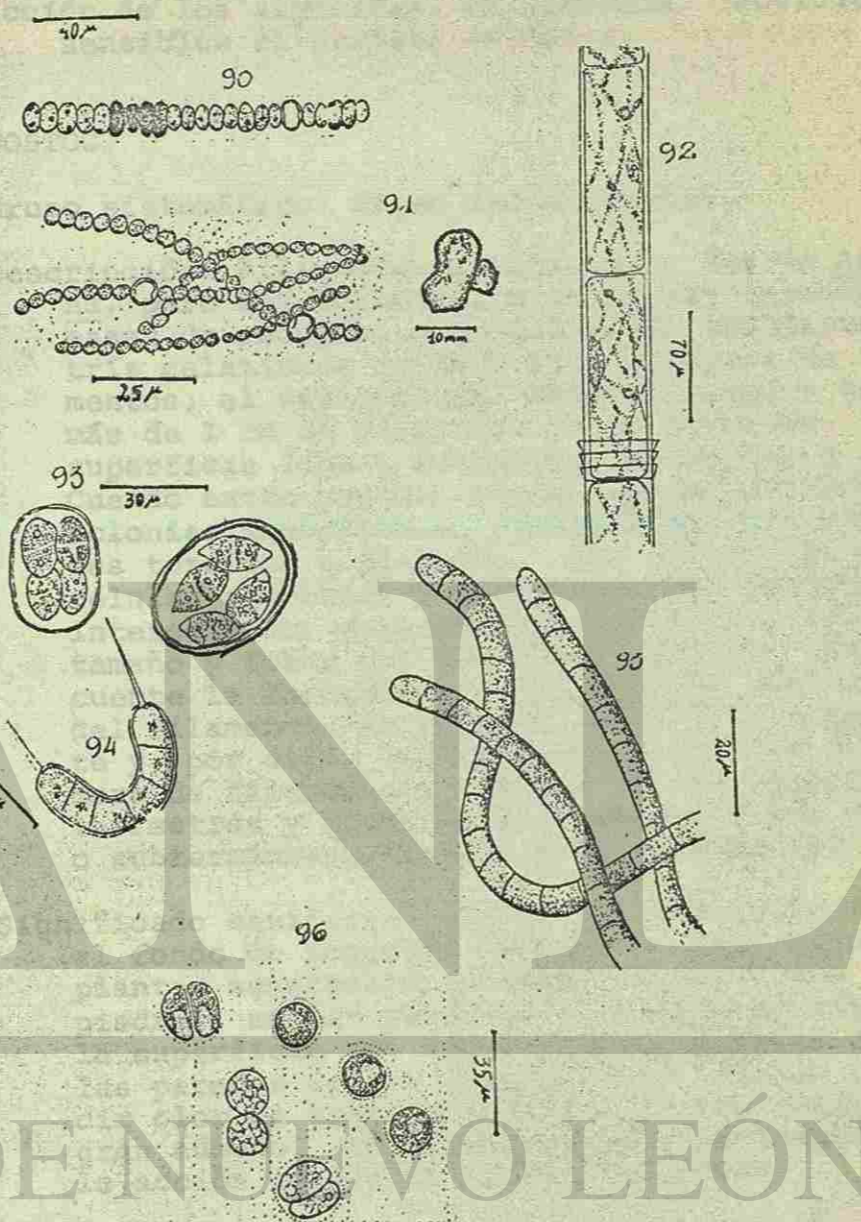
Significado sanitario: *N. linearis* es indicadora de aguas limpias; *N. palea* es indicadora de aguas polucionadas con desagues domésticos, o desagues que contienen cobre, hidrógeno sulfurado, cloruros o fenol; *N. acicularis* vive, también en aguas polucionadas; *N. ignorata* y *N. tryblionella* var. *debilis* son indicadoras de hidrógeno sulfurado; *N. apiculata*, *N. epithemoides* y *N. frustulum* viven en aguas con alto contenido de cloruro de sodio. Pueden provocar obstrucción de los filtros (ej: *N. palea*).

Acción de los algicidas: Son, en general, sensibles al sulfato de cobre, DNQ, DAC y a las Rosinaminas. Son resistentes al ZDD y al CMU.

90. NODULARIA

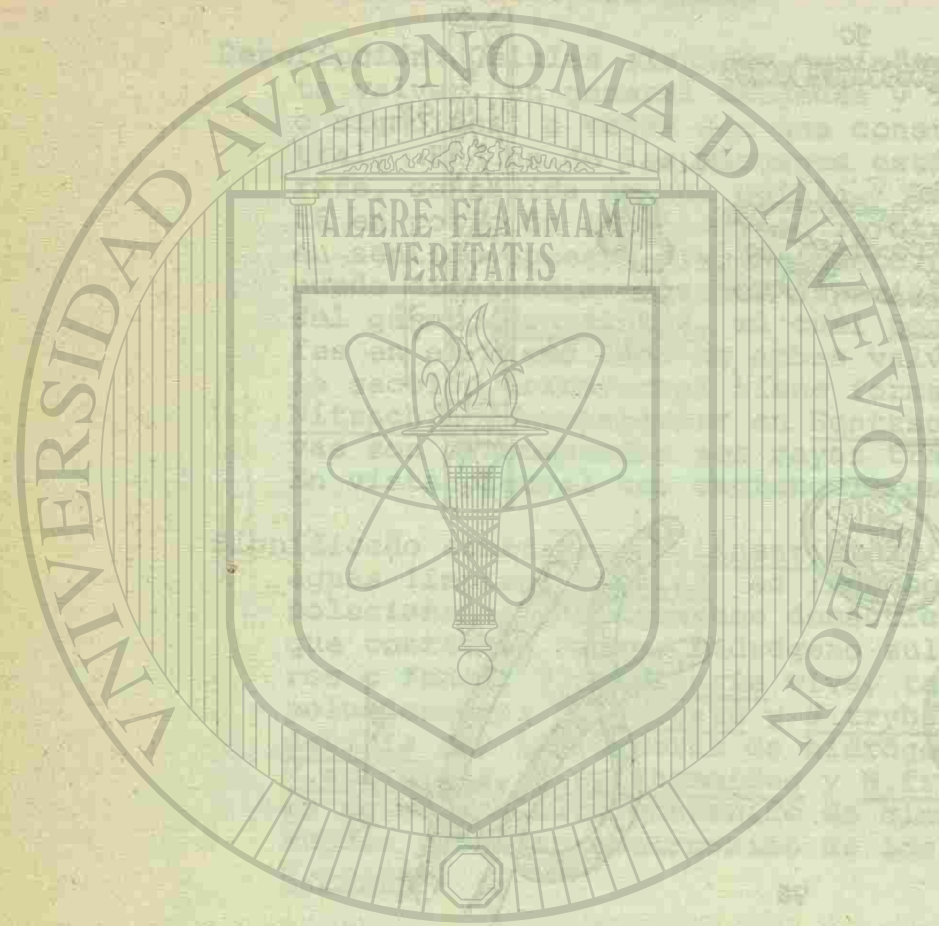
Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos libres, con vainas gelatinosas individuales. Las células están dispuestas en forma de collar, como en la *Anabaena*. Los acinetos, al contrario de otras algas verdeazuladas, son más anchos que largos (es decir, su mayor eje es el transversal al filamento). Por ello, y también por la vaina gelatinosa, se diferencia del género *Anabaena*. Los heterocistes son intercalares anchos, a veces un poco más grandes que las células vegetativas. Los acinetos se reúnen, a veces en largas hileras, entre dos de estos heterocistes.



90 — Nodularia — 91 — Nostoc — 92 — Oedogonium — 93 — Oocystis — 94 — Ophiocytium — 95 — Oscillatoria — 96 — Palmella.





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Significado sanitario: Son algas flotantes, formando, a veces, espesas "alfombras" sobre la superficie del agua. La especie N.espumigena puede ser tóxica.

Acción de los algicidas: No conocida. Posiblemente sensibles al sulfato de cobre.

91. NOSTOC

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos semejantes a los de Anabaena, pero muy torcidos, a veces con aspecto de masas de células, y envueltos en abundante matriz gelatinosa común. Esas colonias de filamentos, al desarrollarse, pueden llegar a tener más de 1 cm de diámetro, y ser ovaladas, con superficie lisa o verrucosa, compactas o vacías. Cuando están vacías, pueden romperse, formando colonias membranosas, irregulares, con los bordes torcidos o plegados. Los filamentos poseen células esféricas u elípticas, con heterocistes intercalares, generalmente aislados y del mismo tamaño y forma que las otras células. Es frecuente la formación de hormogonios por rotura del filamento, en general junto a un heterociste y, por ello, las colonias poseen un gran número de filamentos. Muchas de las especies son terrestres y viven en la superficie del suelo, o subterráneas, hasta 1 m de profundidad.

Significado sanitario: Pueden ser flotantes o vivir al fondo de pequeñas lagunas o, aún, fijas a plantas sumergidas. Pueden estar fijas a las piedras, en los riachuelos. N.carneum vive en la superficie del agua; N.pruniforme se fija a las paredes de los reservorios. Pueden producir olor de grama o séptico, cuando están en gran número. Se ha observado experimentalmente la acción tóxica de algunas especies.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre, al ZDD y al CMU.

92. OEDOGONIUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Filamentos verdes, de células cilíndricas largas. Nunca son ramificados, poseen cloroplasto reticulado junto a la superficie interna de la membrana celular. Puede ser semejante

a otros géneros, pero tiene una característica distintiva que es la existencia de rayas transversales en el extremo de varias de sus células. Esas rayas son resultantes de la acumulación de casquetes (como si fueran pequeños vasos), resultantes de un tipo especial de división celular. En Bulbochaete hay, también, esa formación, pero ésta es una alga ramificada.

Significado sanitario: Los filamentos nuevos viven fijos al fondo de las lagunas o pequeños cuerpos de agua. Después se sueltan y van a la superficie, donde pueden llegar a formar espesas "alfombras". Pueden fijarse a las paredes de reservorios. Pueden ser indicadores de aguas ácidas u originarias de regiones pantanosas.

Acción de los algicidas: No conocida.

93. OOCYSTIS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células elípticas u ovals, con membrana lisa pero, a veces, con una pequeña dilatación redonda en cada uno de sus polos y, por ello, tienen el aspecto de un pequeño limón. Se presentan aisladas o en colonias con 2, 4, 8 ó 16 células (en general 4) envueltas en la membrana dilatada y parcialmente gelatinizada de la célula madre. (Es decir que la célula, cuando se divide, forma células hijas pero sin ruptura de la membrana original). Cloroplastos en forma de discos y en número de 1 a 5 (rara vez en mayor número).

Significado sanitario: Son algas que viven en la superficie del agua y pueden existir en grandes números, en pequeñas lagunas y otros cuerpos de agua.

Acción de los algicidas: Son resistentes a casi todos los algicidas, incluso el sulfato de cobre. Son sensibles al DAC.

94. OPHIOCYTIUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células flotantes o epifitas. Cuando son epifitas, forman colonias arborescentes, con células cilíndricas, cortas y rectas, y pueden presentar una pequeña constricción central.

Las formas flotantes son unicelulares, muy largas, encorvadas en forma de arco o en espiral, y pueden poseer una espina en uno o en los dos extremos.

Significado sanitario: Pueden vivir en la superficie del agua, pero nunca en gran número. Son más frecuentes en lagunitas o pequeños cuerpos de agua.

Acción de los algicidas: No conocida.

95. OSCILLATORIA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos cilíndricos, rectos o torcidos, no ramificados, sin vaina gelatinosa. La extremidad del filamento puede ser en punta y, a veces, con una pequeña dilatación (capitada). Puede ser verdeazulada o tener otro color, hasta el mismo marrón. Tienen movimiento oscilante, a veces con rotación del filamento sobre su eje. No poseen heterocistes ni acinetos. Son semejantes a Lyngbya, pero no poseen las vainas o envoltorios gelatinosos que caracterizan a este género y a los géneros Phormidium y Microcoleus. Arthrospira es también semejante, pero tiene forma espiral. En general, Oscillatoria vive en el fondo, en pequeños cuerpos de agua, pero pueden ser vistas, a veces, en grandes números, en suspensión o en la superficie de aguas de lagos o embalses.

Significado sanitario: O. agardhi es habitante de la superficie del agua. Varias especies producen obstrucción de filtros. Pueden llegar a producir floración de las aguas, a veces con coloración roja, como O. prolifica y O. rubescens. Producen olor de grama o de especias en el agua. Las especies O. chalybea, O. chlorina, O. formosa, O. lauterboni, O. limosa, O. princeps y O. tenuis son indicadoras de polución. O. filiformis resiste a temperaturas hasta de 85°C y puede ser indicadora de polución térmica. Algunas especies viven fijadas a las paredes de los reservorios. Pueden provocar corrosión del hierro y producir limo. Pueden ser indicadores de desagües de industrias de papel y de polución por sales.

Acción de los algicidas: Sensibles al sulfato de cobre y resistentes al cloro.

96. PALMELLA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Colonias sin forma definida, microscópicas o macroscópicas (masas gelatinosas con más de 1 cm de diámetro) formadas de células esféricas o elípticas, con matriz gelatinosa abundante, formada por la unión de las capas gelatinosas de las células. Las células poseen cloroplasto en forma de taza y, a veces, son de color rojo. Son muy semejantes a ciertos géneros de cloroflagelados cuando estos están en fase palmeloide, o sea, cuando forman colonias gelatinosas y pierden su movimiento, para reproducirse vegetativamente (ej: *Chlamydomonas*). Son además, semejantes al género *Tetraspora* pero, en éstas, las células forman grupos de 4 en la matriz gelatinosa.

Significado sanitario: Pueden fijarse a las paredes de los reservorios y pueden provocar obstrucción de los filtros.

Acción de los algicidas: Son muy resistentes al sulfato de cobre.

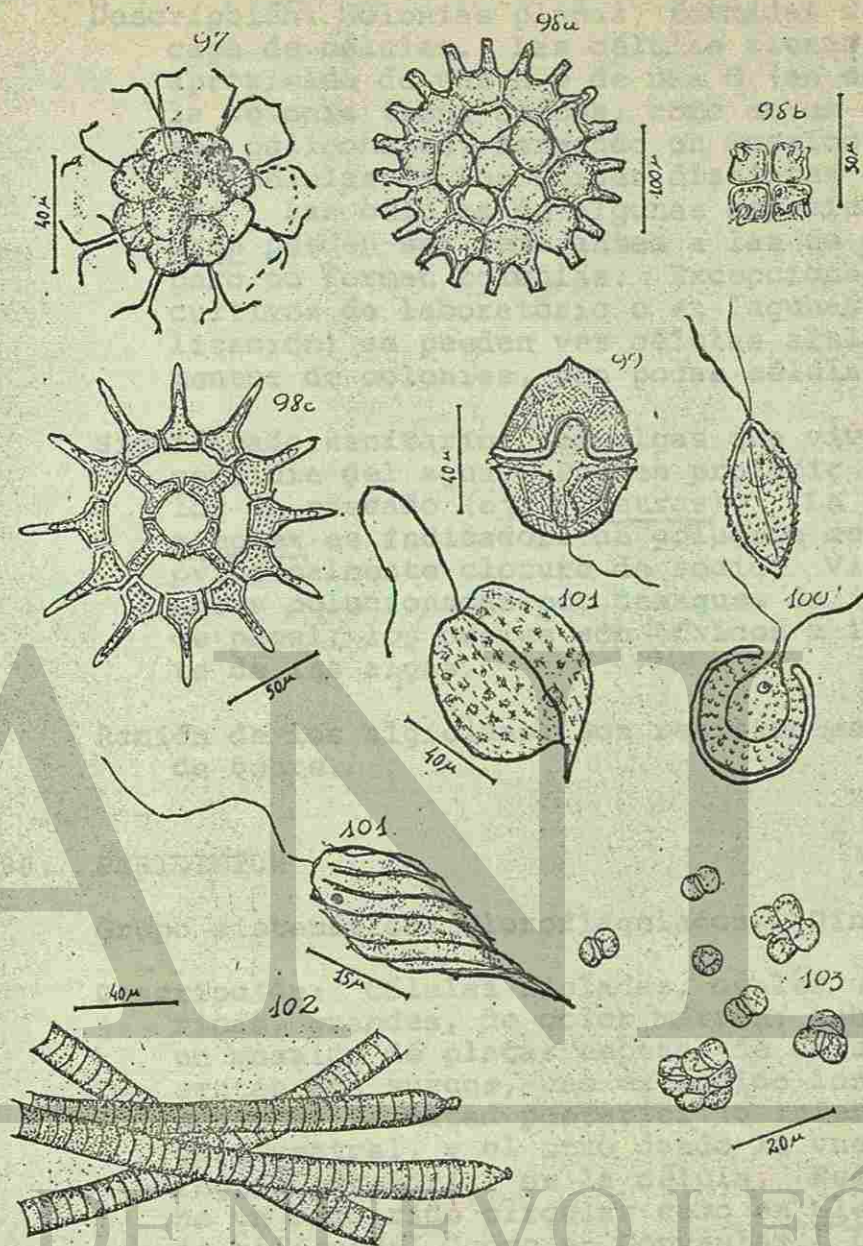
97. PANDORINA

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

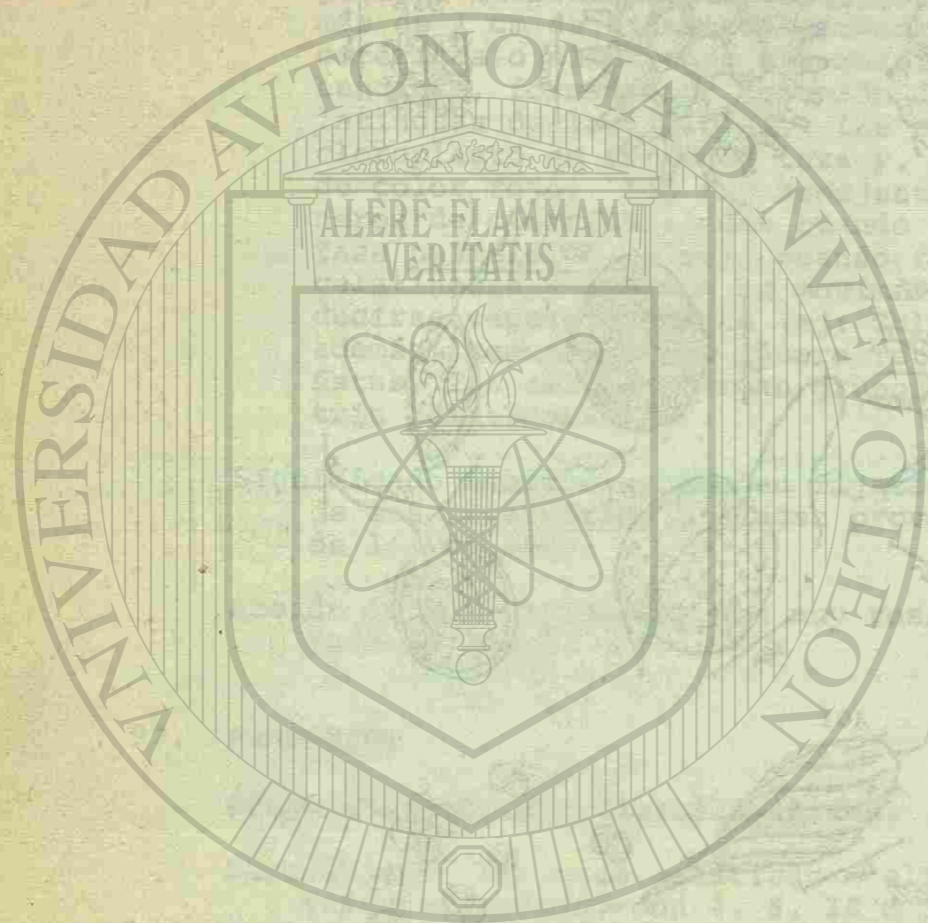
Descripción: Colonias esféricas o elípticas, con movimiento propio, con 4, 8, 16 ó 32 células, comprimidas como en un racimo, al centro de una matriz gelatinosa rígida y transparente. Los dos flagelos de cada célula atraviesan la capa de gelatina y salen afuera. Las células poseen un cloroplasto verde, en forma de taza y ocelo rojo. Semejantes a *Eudorina*, pero, en éstas, las células están más cerca de la superficie de la matriz gelatinosa y mantienen espacios entre ellas. *Gonium* tiene las células semejantes, pero su colonia es plana. En *Volvox*, las células son mucho más pequeñas y numerosas.

Significado sanitario: Viven en aguas ricas en materia orgánica, generalmente polucionadas, y en lagunas de estabilización (ej: *P.morum*). Provocan sabor y olor de pescado.

Acción de los algicidas: Son muy resistentes al sulfato de cobre.



97 — Pandorina — 98 — Pedastrum — 99 — Peridinium — 100 — Phacotus — 101 — Phacus — 102 — Phormidium — 103 — Phytoconis (Protococcus).



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

98. PEDIASTRUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Colonias planas, formadas de una sola capa de células. Las células tienen la forma aproximada de una H o de una U (en estos casos la colonia tiene huecos, como en un encaje) o son poligonales, formando un mosaico, pero con las células de los bordes distintas de las demás. Las células de algunas especies de Tetraedron pueden ser semejantes a las de Pediastrum, pero no forman colonias. Excepcionalmente (en cultivos de laboratorio o en lagunas de estabilización) se pueden ver células aisladas o fragmentos de colonias, con pocas células.

Significado sanitario: Son algas que viven en la superficie del agua. Pueden producir sabor y olor de pescado (ej: P.tetras). La especie P.simplex es indicadora de polución con sales, principalmente cloruro de sodio. Viven bien en aguas polucionadas por desagues de industrias de papel, los cuales son tóxicos a la mayor parte de las algas.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre.

99. PERIDINIUM

Grupo sistemático: Cloroflagelados. Dinoflagelados

Descripción: Células aisladas, ovales o casi esféricas, grandes, de color marrón, cubiertas por un mosaico de placas espesas de celulosa. Presentan dos surcos, uno extendido longitudinalmente en la mitad posterior (o inferior) de la cara ventral, y el otro dando la vuelta por la región ecuatorial de la célula. Ese surco tiene un recorrido circular como en Glenodinium y no helicoidal, como en Gonyaulax. Las placas de celulosa son poligonales y muy nítidas (al contrario de Glenodinium). El polo posterior (o inferior) de la célula está formado por una placa dividida en la mitad (y no por una placa entera, como en Gonyaulax).

Significado sanitario: Provocan olor semejante al de los pepinillos, aún en pequeñas concentraciones. En gran número producen, a veces, olor de pescado (ej: P.cinctum). Pueden provocar obstrucción en los filtros.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre.

100. PHACOTUS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Células libres, con 2 flagelos, encerradas en una concha rígida (con impregnación de carbonato de calcio) formada de dos valvas. Las valvas, en general, poseen ornamentaciones verrucosas, y tienen color oscuro. La célula, vista de frente, es oval o casi circular y, en vista lateral es biconvexa. Puede llegar a tener hasta 20 ó 22 micras de diámetro. Puede ser semejante a Chlamydomonas, pero éstas no tienen la "concha".

Significado sanitario: Viven, en general, en las aguas estancadas. La especie P.lenticularis es indicadora de aguas limpias.

Acción de los algicidas: No conocida.

101. PHACUS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Células aisladas, aplanadas (como una hoja), con borde elíptico (a veces torcido en relación al eje longitudinal) y con movimiento propio por medio de un flagelo. Tiene ocelo rojo. La membrana puede ser lisa o tener rayas. Puede ser semejante a Euglena, pero se diferencia de ella por ser aplanada y de forma rígida. Muchas especies presentan una quilla en el eje longitudinal. Puede tener el extremo posterior punteado, como una espina. Semejante a Lepocinclis, pero ésta no es aplanada.

Significado sanitario: Viven en aguas polucionadas, con mucha materia orgánica, y en las lagunas de estabilización. (ej: P.pyrum). La especie P.longicauda es, además, indicadora de aguas limpias.

Acción de los algicidas: No conocida.

102. PHORMIDIUM

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos cilíndricos, no ramificados, dispuestos paralelamente en el interior de una espesa matriz gelatinosa común. Los extremos de los filamentos pueden ser punteados o capitados, como en Oscillatoria. Se diferencia de éste géne

ro, así como del género Lynngbya por la existencia de la matriz gelatinosa común a varios filamentos.

Significado sanitario: Forman limo en las paredes y provocan la corrosión del hormigón. P.autumnale y P.uncinatum viven en aguas polucionadas. P.retzzi y también P.uncinatum pueden fijarse a las paredes de los reservorios. P.inundatum es indicadora de aguas limpias.

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre, al DAC y a las Rosinaminas. Resistentes al DNQ, ZDD y CMU.

103. PHYTOCONIS (Protococcus)

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células redondas o elípticas, aisladas o formando grupos de pocas células. Las células cuando se encuentran en grupos, están comprimidas entre ellas, formando caras planas, debido a su reproducción que la hacen por simple división de la célula (No hay formación de endosporas). Por ello, se diferencian de los géneros Chlorella y Chlorococcum. Además, están casi siempre fijadas a substratos sólidos, ya sea sumergidos, o solamente húmedos, como en la corteza de los árboles, rocas, paredes de ladrillos, etc., donde se encuentra en general, esta alga verde con más frecuencia.

Significado sanitario: Viven fijadas a las paredes de reservorios. Provocan la corrosión del hormigón.

Acción de los algicidas: Son sensibles al cloro.

104. PINNULARIA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células aisladas, con simetría bilateral en vista pleural o en vista valvar. La formación de colonias es muy excepcional. La cara valvar es alargada, con lados paralelos (a veces ondulados simétricamente) y con los extremos redondeados (a veces capitados). Son ornamentadas por costillas transversales o radiales, los cuales están interrumpidos por un campo axial que contiene la rafe. Estas costillas son pequeños canales tubulares en la superficie de la frústula y cada uno de ellos se comunica con el interior por un hueco en forma de elipse alargada di

bujado en el medio de la costilla. La hilera - de esos huecos forma como dos rayas longitudinales, paralelas a la rafe, cortando las costillas. En vista pleural las células son rectangulares. Pueden distinguirse de Navicula por no ser naviculoides en vista valvar, y por los huecos de las costillas.

Significado sanitario: Son generalmente flotantes, en pequeñas lagunas de aguas blandas. P.nobilis y P.subcapitata son indicadores de aguas limpias. Esta última y también P.microstauron pueden ser indicadores de fierro.

Acción de los algicidas: No conocida.

105. PITHOPHORA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Filamentos con ramificaciones irregulares. Las ramas terminales son más pequeñas que las situadas próximas a la base. Las células son muy largas (longitud igual hasta 30 veces el diámetro), con membrana fina, cloroplastos reticulados verde brillantes o verde claro. Ese género es muy semejante a Cladophora, pero se diferencia de éste por la presencia de acinetos, bien visibles en el ápice de las ramas o en posición intercalar. Los acinetos son muy distintos de las demás células y son oscuros, por la presencia de sustancias de reserva.

Significado sanitario: Pueden formar masas verdes, adheridas a las paredes de los reservorios.

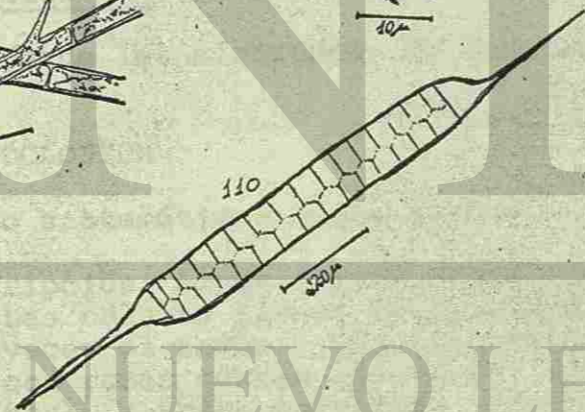
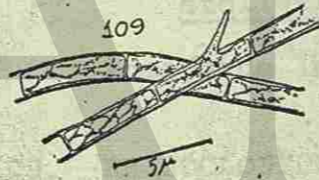
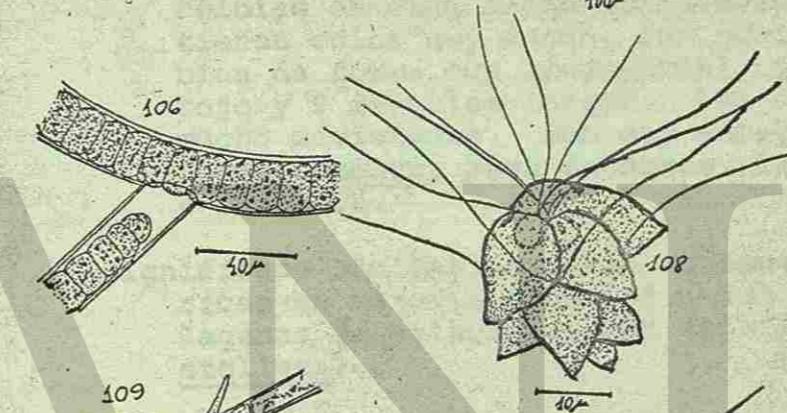
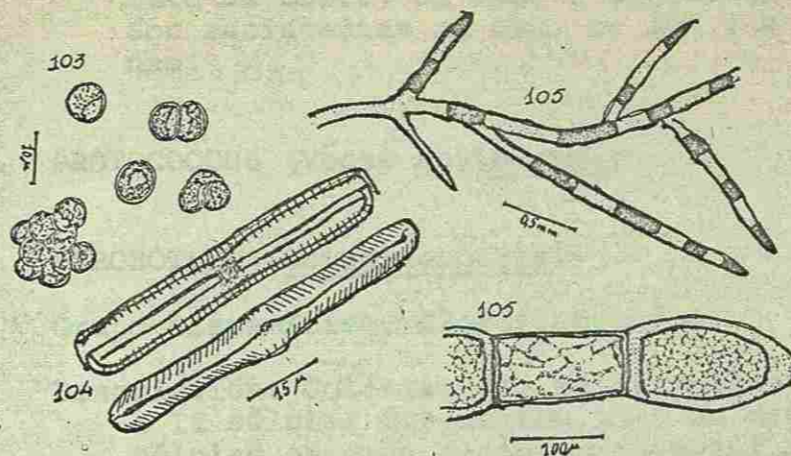
Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre.

106. PLECTONEMA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

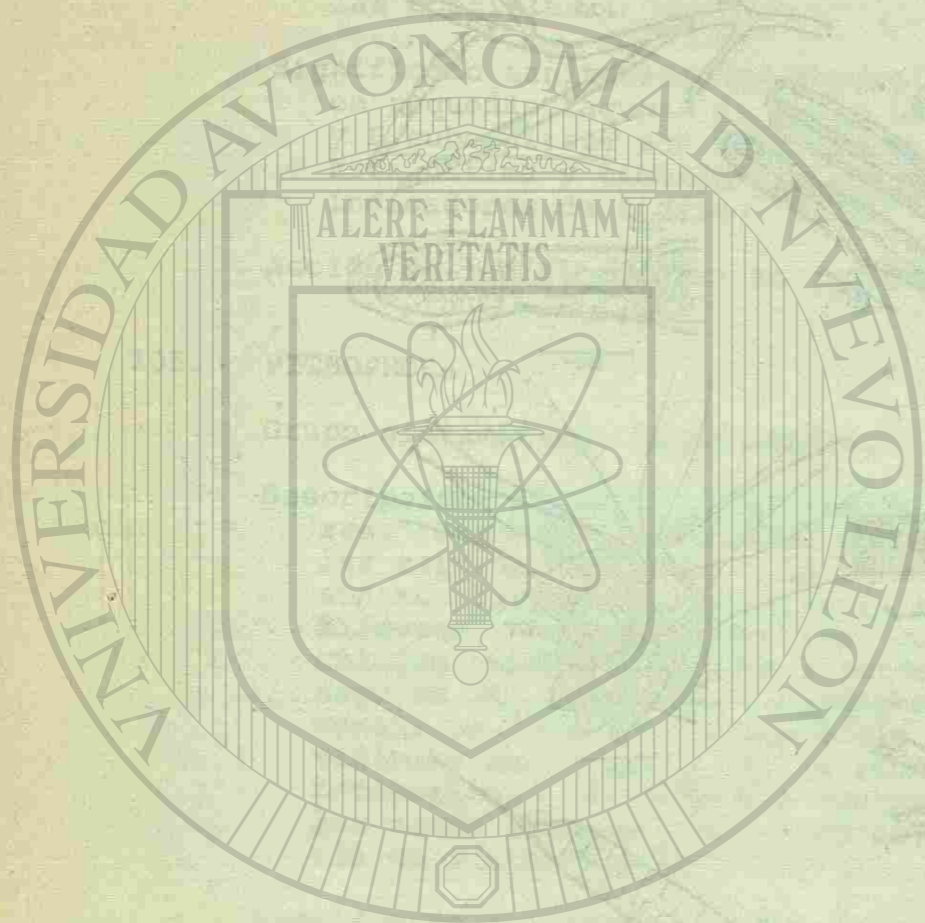
Descripción: Filamentos formados por células más anchas que largas, envueltas en vaina gelatinosa recia, incolora o de color amarillo-parduzco. Lo mismo que Scytonema y Tolypothrix, presentan pseudo-ramificaciones, pero en estos dos géneros las pseudoramitas son dobles y en Plectonema son siempre simples. Además, Tolypothrix posee heterocistes y Plectonema nunca. Tampoco forma acinetos.

Significado sanitario: Varias especies son flotantes y pueden llegar a presentar concentraciones,



103 — Phytoconis (Protococcus) — 104 — Pinnularia — 105 — Pithophora —
106 — Plectonema — 108 — Pyrobotrys (Chlamydotrys) — 109 — Rhizoconium — 110
— Rhizosolenia.





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

sobre la superficie. Ej: P.tomasiana.

Acción de los algicidas: Son muy sensibles al sulfato de cobre, al DNQ, y sensibles aún al CMU. Son resistentes al DAC, al ZDD y a las Rosinaminas.

107. PROTOCOCCUS (Véase Phytoconis)

108. PYROBOTRYS (Chlamydotrys)

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Colonias sin matriz gelatinosa, con 8 a 16 células dispuestas como en racimos, con 4 células en cada plano transversal. Las células tienen color muy verde, son piriformes (pero cambian de forma con frecuencia), poseen un ocelo rojo y 2 flagelos largos. Las colonias tienen mucho movimiento. Son muy semejantes al género Spondilomorum, pero en éstas, las células tienen 4 flagelos.

Significado sanitario: Viven en aguas polucionadas, ricas en materia orgánica. Son frecuentes en lagunas de estabilización (ej: P.gracilis, P.stellata).

Acción de los algicidas: No conocida.

109. RHIZOCLONIUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Algas filamentosas, de color verde. Las células tienen su longitud igual a varias veces al ancho. Los filamentos son cilíndricos, con ramas cortas encorvadas (semejantes a espinas), a veces torcidas. El cloroplasto es reticulado y se extiende por toda la célula. La presencia de estas "espinas" permite diferenciarlas de otros géneros de algas no ramificadas.

Significado sanitario: En general viven en aguas limpias, fijadas a sustratos sólidos de donde se pueden despegar, y crecen indefinidamente. Ej: R.hieroglyphicum.

Acción de los algicidas: Son muy resistentes al CMU.

110. RHIZOLENIA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células en general aisladas, céntricas, con forma de un cilindro alargado. En cada uno de los extremos presentan una prolongación en forma de espina larga recta, longitudinal. En vista pleural, esas dos espinas pueden estar en la prolongación del eje central o, por el contrario, estar desplazado, situándose paralelamente al eje pero uno de un lado y el otro del otro lado, lo que hace que no sean simétricos según un plano longitudinal perpendicular a esa cara. Poseen ornamentaciones en forma de rayas transversales, pero intercaladas, formando como losetas transversales. La frústula, en general, es muy frágil y transparente cuando está en el agua y se puede ver mucho mejor al microscopio cuando se seca el portaobjetos. Algunas especies forman cadenas rectas o torcidas.

Significado sanitario: Viven, en general, en aguas limpias, en la superficie. Ej: R.gracilis.

Acción de los algicidas: No conocida.

111. RHODOMONAS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Células aisladas, aplanadas, con el extremo anterior ancho y el posterior alargado. Dos flagelos desiguales se insertan en una pequeña depresión del extremo anterior, pero no hay citofaringe. Cloroplasto de color verde olivo. Solo por el color del cloroplasto se puede diferenciar este género del género Chroomonas, el cual tiene cloroplasto verdeazulado. La conservación en formaldehído puede cambiar el color, de tal modo que no es posible la clasificación.

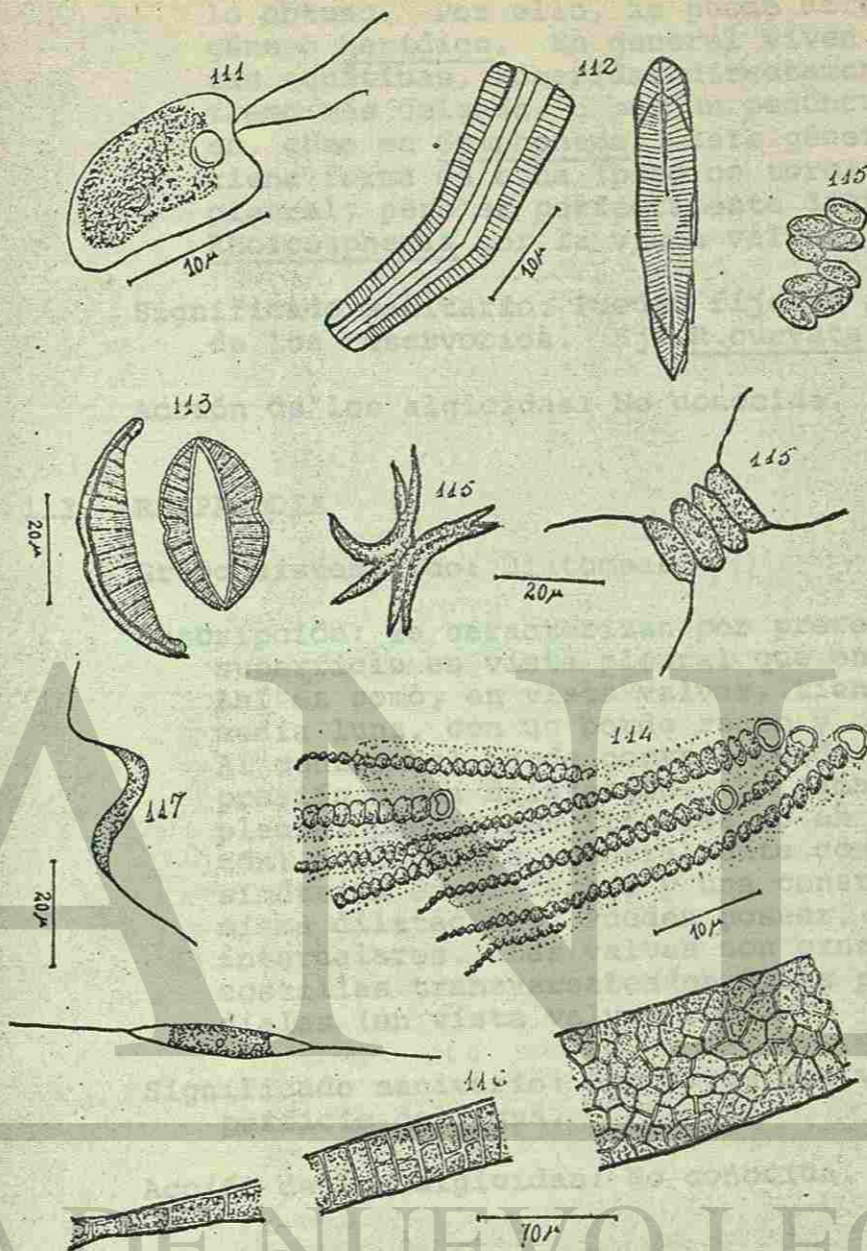
Significado sanitario: Viven en aguas limpias. Ej: R.lacustris.

Acción de los algicidas: No conocida.

112. RHOICOSPHENIA

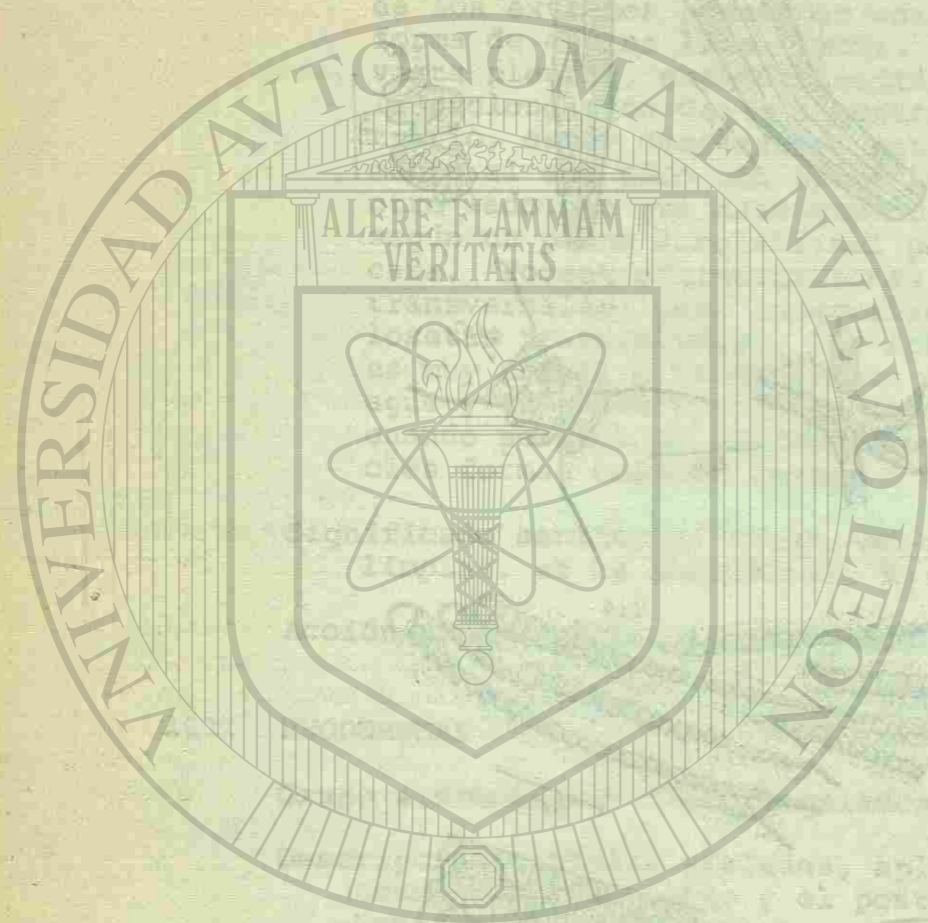
Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células lanceoladas largas, en vista valvar, con rayas transversales interrumpidas



111 — Rhodomonas — 112 — Rhoicosphenia — 113 — Rhopalodia 114 — Rivularia
— 115 — Scenedesmus — 116 — Schizomeris — 117 — Schoederia.





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

112. RHOICOSPHENIA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células lanceoladas, en vista

- A BIE -

315

en el eje longitudinal central, formando un campo axial, que contiene la rafe. En vista pleural tienen forma de cuña, pero torcida en ángulo obtuso. Por ello, se puede diferenciar del género Meridion. En general viven fijadas a plantas acuáticas, adheridas directamente por su extremo más delgado, o por un pedúnculo gelatinoso, como en Gomphonema. Este género también tiene forma de cuña (pero no torcida) en vista pleural, pero es perfectamente distinguible de Rhoicosphenia por la vista valvar.

Significado sanitario: Pueden fijarse a las paredes de los reservorios. Ej: R. curvata.

Acción de los algicidas: No conocida.

113. RHOPALODIA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Se caracterizan por presentar mucho más superficie en vista pleural que en vista valvar. Así es como, en vista valvar, tienen la forma de media luna, con un borde recto y otro convexo. Al centro del borde convexo puede haber una depresión o una dilatación. En cambio, en vista pleural pueden ser lineares (o en forma de bastón) o elípticas, generalmente con una dilatación simétrica en el centro y una constricción en esta misma dilatación. Pueden poseer, a veces, fajas intercalares. Las valvas son ornamentadas por costillas transversales (en vista pleural) o radiales (en vista valvar).

Significado sanitario: Son algas que viven en la superficie del agua.

Acción de los algicidas: No conocida.

114. RIVULARIA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas. (R)

Descripción: Colonias de filamentos verdeazulados, con una sola célula de espesor, envueltas en una vaina gelatinosa la cual, en parte o totalmente, se fusiona con las vainas de los demás filamentos, lo mismo que en Gloeotrichia. Los filamentos tienen un extremo más ancho, formado de células anchas, las cuales se van adelgazando en dirección al otro extremo, como en Calothrix y también Gloeotrichia. Los fila-

mentos poseen heterociste basal, pero no existe acineto (por ello se diferencia de Gloeotrichia. En Calothrix, las vainas son totalmente individuales o independientes. Además en Rivularia los filamentos están dispuestos radialmente en una masa gelatinosa redondeada, visible a simple vista.

Significado sanitario: Producen sabor y olor de grama o de tierra o aún de moho, en el agua. Pueden causar la obstrucción de los filtros (ej: R.dura).

Acción de los algicidas: Son muy sensibles al sulfato de cobre.

115. SCENEDESMUS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Colonias cenobiales, formadas de células elípticas, fusiformes, aciculares u ovals, dispuestas de costado, en número múltiplo de 2, en general en un solo plano, pero a veces no. Además, en algunas especies, unas células se hallan desplazadas en relación a las otras, en el sentido transversal a la colonia. Las células de los extremos suelen presentar 2 espinas, pero eso también no es regla general. En general, las colonias están formadas de 4 a 8 células. A veces, en cultivos de laboratorio o aún en lagunas de estabilización, se ven células aisladas, lo que es una anomalía, aunque frecuente en este género, como también en Coccolobastrum, Pediastrum y Selenastrum. La célula posee sólo un cloroplasto el cual llena casi toda la superficie interna de la membrana celular.

Significado sanitario: Viven en la superficie de las aguas. Pueden provocar olor y sabor de grama (ej: S.abundans). Viven bien en aguas con abundancia de sales minerales (ej: S.bijugatus). Pueden vivir en aguas polucionadas y lagunas de estabilización (ej: S.quadricauda). S.obliqua es indicadora de desagues con cobre. En general, pueden mantenerse en los sistemas de distribución.

Acción de los algicidas: Son resistentes, en general, a casi todos los algicidas, pero sensibles al DAC.

116. SCHIZOMERIS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Algas filamentosas formadas de una sola serie de células y con uno de los extremos un poco más delgado que el otro. Sin embargo, las porciones más viejas del talo son cilíndricas, con muchas células de espesor, y estas tienen forma poliédrica, muy pegadas unas a las otras, como losetas. Esos cilindros, llenos de células, pueden, a veces, poseer constricciones a intervalos regulares. Los filamentos son fijos y no poseen ramificaciones. Se desarrollan hasta una longitud de 10 cm, pero no tienen más de 150 micras de ancho.

Significado sanitario: Son frecuentes en aguas limpias y estancadas, pero pueden, también encontrarse en las proximidades de caídas de agua y a veces, en los lodos de desagues domésticos. Pueden vivir pegadas a las paredes de reservorios (ej: S.leibleini).

Acción de los algicidas: No conocida.

117. SCHOEDERIA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células aisladas, fusiformes o aciculares, rectas, encorvadas o sigmoides, con una espina en la prolongación de cada uno de sus dos extremos. Las dos espinas son largas y finas y, una de ellas, puede tener una bifurcación en ángulo recto o, aún, terminar en un pequeño disco. Hay sólo un cloroplasto, el cual llena casi toda la longitud de la célula.

Significado sanitario: Pueden llegar a tener grandes concentraciones en la superficie de las aguas.

Acción de los algicidas: No conocida. (R)

118. SCYTONEMA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos de células más anchas que largas, envueltas en vaina gelatinosa recia. Lo mismo que Plectonema y Tolipothrix, presentan pseudo-ramificaciones, pero se diferencian

de los géneros mencionados por el hecho de que sus ramificaciones son dobles. Además, posee heterocistes, lo que no existe en Plectonema. Las pseudo-ramificaciones, en general, están situadas entre 2 heterocistes. Los acinetos no son frecuentes, y son un poco más grandes que las células vegetativas.

Significado sanitario: Son poco frecuentes las especies acuáticas. En general viven en el suelo, paredes y rocas húmedas. Sin embargo, S.toly-pothricoides puede proliferar en abundancia en la superficie del agua. S.ocelatum vive en lagunas de fango y ácidas.

Acción de los algicidas: No conocida.

119. SELENASTRUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células en forma de cachitos o de hoz, con extremos punteagudos, formando colonias. Las células, en la colonia están pegadas, unas a las otras, en general por sus caras convexas, formando grupos con 4, 8, 16 ó más células. Poseen un solo cloroplasto. Son muy semejantes a Kirchneriella, pero las colonias de Selenastrum no poseen matriz gelatinosa y las células son más delgadas y menos encorvadas. A veces se pueden encontrar células aisladas.

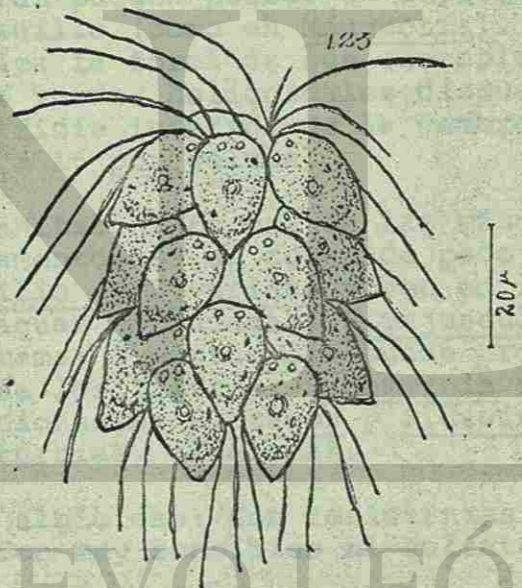
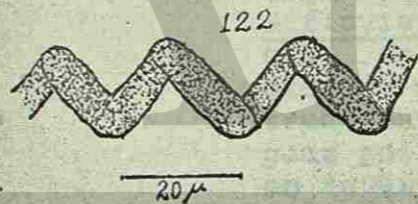
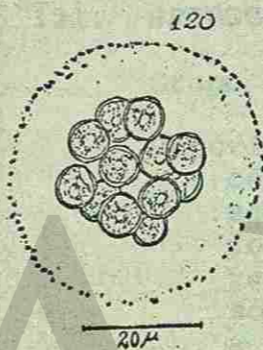
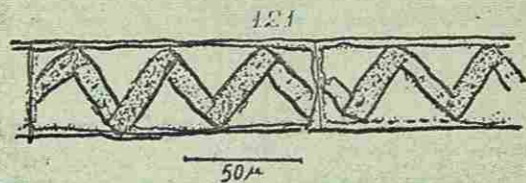
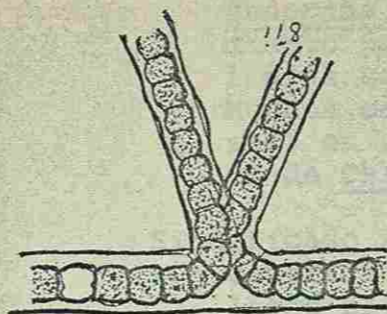
Significado sanitario: Viven en la superficie del agua, principalmente en lagunitas de aguas estancadas.

Acción de los algicidas: No conocida.

120. SPHAEROCYSTIS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células esféricas, verdes, con un solo cloroplasto en forma de taza. Forman colonias con 4 a 32 células, con abundante matriz gelatinosa transparente y esférica. Las células, en la colonia, mantienen la misma distancia entre ellas y están próximas a la superficie de la matriz. Con frecuencia, una o varias de las células forman nuevas colonias las cuales se mantienen en la colonia madre. Semejantes a Gloeocystis, pero, en éstas, las células mantienen matrices gelatinosas individuales. Asterococcus



118 — Scytonema — 119 — Selenastrum — 120 — Sphaerocystis — 121 — Spirogyra
— 122 — Spirulina — 123 — Spondylomorom.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

es también semejante por la forma de la colonia, pero el cloroplasto de las células es distinto. Eudorina es un poco semejante, pero tiene movimiento propio. Gomphosphaeria puede formar colonias semejantes, pero es alga verdeazulada. Muchos especialistas suponen que Sphaerocystis sea, en realidad, una fase palmeloide permanente de Chlamydomonas.

Significado sanitario: Pueden llegar a grandes concentraciones en la superficie de las aguas de lagos naturales o artificiales.

Acción de los algicidas: No conocida.

121. SPIROGYRA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Filamentos no ramificados, formados de células cilíndricas. Las membranas basales de esas células pueden poseer un espesamiento en forma de anillo (como en Mougeotia). Es muy característica la forma de sus cloroplastos, que son cintas verdes helicoidales dispuestas junto a la superficie interior de la membrana, en número de 1 a 16 por célula.

Significado sanitario: Es una de las más frecuentes algas filamentosas, en aguas de poco movimiento. S.fluviatilis y S.varians viven en la superficie, en aguas estancadas; S.majuscula provoca olor de grama; S.porticalis puede provocar obstrucción de los filtros; S.communis vive en aguas polucionadas; S.crassa y S.decimena viven en aguas turbias, alcalinas.

Acción de los algicidas: Son resistentes al cloro y al CMU. Son muy sensibles al sulfato de cobre.

122. SPIRULINA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas. ®

Descripción: Filamentos de forma helicoidal regular y permanente. No poseen membranas transversales y, por ello, su protoplasma es una masa continua en toda la extensión del filamento. Semejantes a Arthrospira, pero en éstas, las células están separadas por membranas transversales netas. Poseen movimiento propio, con rotación característica. Los filamentos son muy delgados (menos de 4 a 5 micras de ancho) y son más

frecuentes en aguas saladas o salobres.

Significado sanitario: Viven en la superficie del agua. Pueden ser indicadoras de polución con aguas saladas (ej: S.subsalsa).

Acción de los algicidas: No conocida.

123. SPONDYLOMORUM

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Colonias sin matriz gelatinosa, con 8 a 16 células dispuestas en racimos con 4 células en cada plano transversal. Las células tienen color muy verde, son piriformes (pero cambian de forma con frecuencia), poseen un ocelo rojo y 4 flagelos largos. Las colonias tienen mucho movimiento. Son muy semejantes al género Pyrobotrys, pero en éstas, las células tienen sólo 2 flagelos.

Significado sanitario: Viven en aguas polucionadas ricas en materia orgánica (ej: S.quaternarium).

Acción de los algicidas: No conocida.

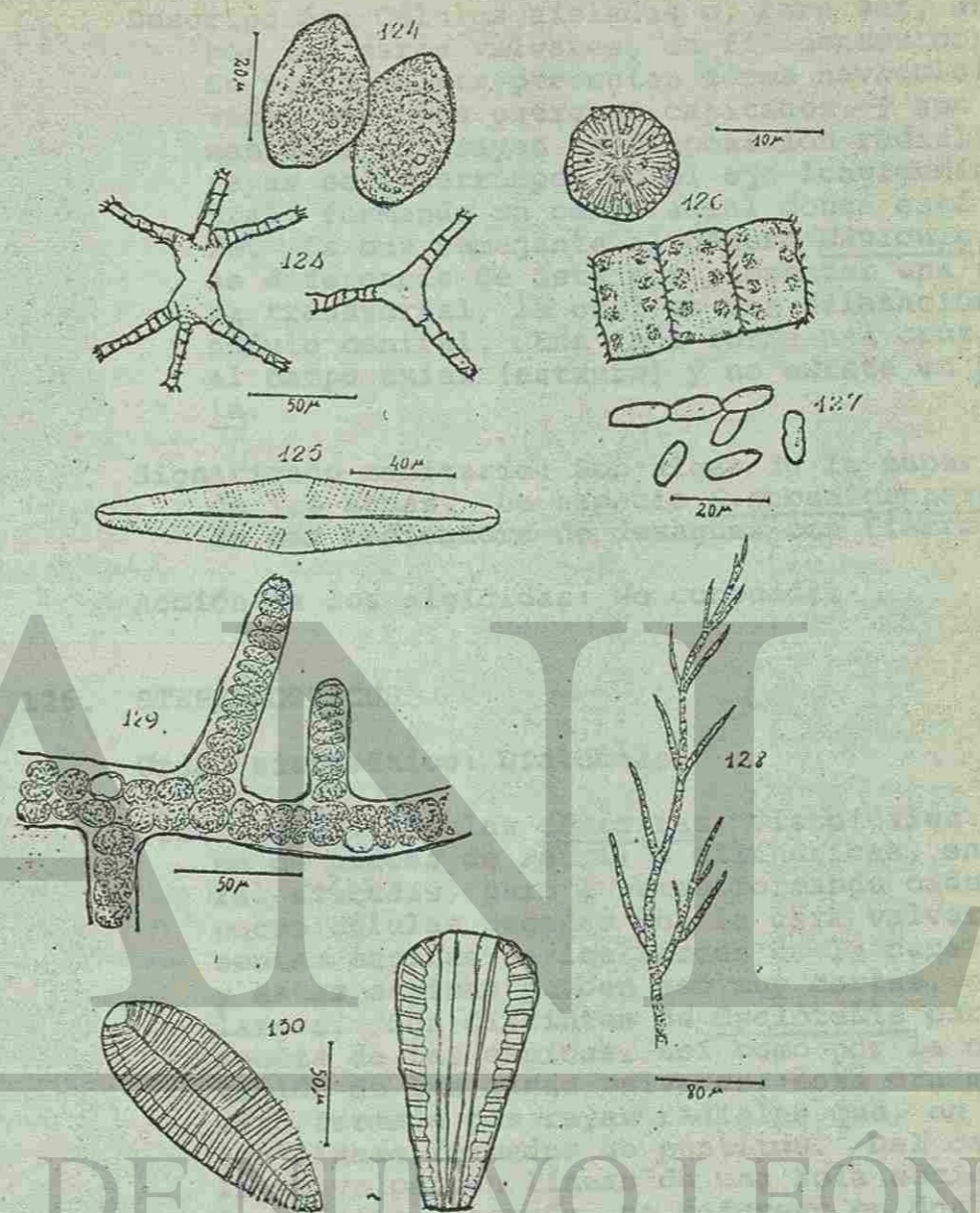
124. STAUSTRUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Son desmidiáceas unicelulares, con constricción profunda, pero siempre en ángulo abierto (más de 45°). Vistas de costado, las células son triangulares, en general, pero pueden ser poligonales. La superficie de la célula rara vez es lisa; sin embargo, es generalmente verrucosa y, más frecuentemente, presenta espinas con disposición simétrica. Las formas lisas pueden ser un poco semejantes a Cosmarium, pero éstas nunca tienen forma triangular en plano transversal, pues son aplanadas.

Significado sanitario: Es un alga muy común y vive en la superficie de lagos y embalses. Varias especies provocan sabor y olor de grama (ej: S.paradoxum) o de medicinas, cuando se clora el agua. La especie S.punctulatum es indicadora de aguas limpias.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre.



124 — Staurastrum — 125 — Stauroneis — 126 — Stephanodiscus — 127 — Stichococcus — 128 — Stigeteclonium — 129 — Stigonema — 130 — Surirella.



125. STAURONEIS

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células aisladas o, rara vez, unidas por las caras valvares, en filamentos cortos. En vista valvar presentan forma naviculoide, a veces con los extremos capitados, y son ornamentados con rayas en disposición radial. Las rayas se interrumpen en el eje longitudinal central, formando un campo axial donde está la rafe. Es muy semejante al género *Navicula*, pero se diferencia de éste por presentar una faja li- sa transversal, la cual es una dilatación del nódulo central. Esa faja forma una cruz, con el campo axial (estauro) y no existe en *Navicu- la*.

Significado sanitario: Son algas de la superficie de las aguas. La especie *S.phoenicenteron* puede ser indicadora de desagües con fierro.

Acción de los algicidas: No conocida.

126. STEPHANODISCUS

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células céntricas, discoidales (en forma de placas de Petri) o cilíndricas, en general aisladas, pero a veces formando cadenas de pocas células pegadas por la cara valvar. Presentan espinas en los bordes de la cara valvar, y estas espinas pueden ser muy cortas, o muy largas. Son distintas de *Cyclotella* por la presencia de las espinas, así como por la ornamentación de las caras valvares: esta ornamentación está formada por rayas radiales que, en realidad, son líneas formadas de puntitos. Del centro de la valva parten líneas de una sola serie de puntitos; éstas, después, se bifurcan en dos líneas, éstas también se dividen, etc. Las colonias de células cilíndricas son un poco semejantes a *Melosira*, pero se diferencian principalmente por la presencia de largas espinas.

Significado sanitario: En general, son algas de la superficie y pueden causar la obstrucción de los filtros (ej: *S.kinderanus*, *S.hantzscheri*). Algunas pueden provocar olor de geranio o de pescado, dependiendo de su concentración (ej: *S.niagarae*).

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre.

127. STICHOCOCCUS

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células aisladas o en grupos de 2, 3, etc., o aún en forma de filamentos con número ilimitado de células. Pero esos filamentos se rompen con mucha facilidad. Los extremos de los filamentos son redondeados. Las células son cilíndricas, con un cloroplasto laminar aplastado al interior de la membrana, pero nunca llega a ocupar más de la mitad de la circunferencia. Son semejantes a Uronema, pero en éstas, las células son más largas y los filamentos terminan en punta.

Significado sanitario: La especie S.bacillaris vive en aguas polucionadas.

Acción de los algicidas: Son resistentes al CMU.

128. STIGEOCLONIUM

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: En general viven fijadas en rocas o plantas submergidas. Están formadas de un talo hechado, como un rizoma, del cual parten ramas perpendiculares, ramificadas. Las ramas pueden presentarse opuestas o alternadas y terminar en punta. Esas ramas están envueltas en una vaina gelatinosa, la cual es además, muy transparente y acuosa y sólo visible con el empleo de técnicas especiales de coloración. Las células poseen un solo cloroplasto en forma de cinta, aplastado en la parte central de las células más viejas o, en mayor extensión, en las células nuevas. Son un poco semejantes a Chaetophora, pero no forman las colonias redondas macroscópicas. Se diferencian de Cladophora por la forma del cloroplasto, así como también por el talo hechado. Se diferencian de Draparnaldia por el hecho de que las ramas, en Stigeoclonium, tienen el mismo espesor que el talo principal. Además, en Draparnaldia la matriz gelatinosa es mucho más abundante y nítida.

Significado sanitario: Pueden vivir fijadas a las paredes de los reservorios. La especie S.stagnata, vive en la superficie de las aguas. La especie S.tenue vive en aguas polucionadas o en aquellas que reciben desagues industriales con cobre o cromo.

Acción de los algicidas: Son resistentes al DNQ, al ZDD, al CMU y al RADS. Pero son sensibles al sulfato de cobre, al DAC y al RADA.

129. STIGONEMA

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Se diferencia de todas las demás algas verdeazuladas aquí consideradas, por sus filamentos con más de una célula de espesor y, además, por las ramificaciones verdaderas. Los filamentos están envueltos en una vaina gelatinosa abundante y recia, lisa o áspera, homogénea o formada por capas, incolora o amarillo-parduzca o aún negra. Heterocistes en el eje principal.

Significado sanitario: Viven fijadas a las paredes de los reservorios (ej. S.minutum).

Acción de los algicidas: No conocida.

130. SURIRELLA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células aisladas. En vista valvar son elípticas u ovals, a veces con bordes cóncavos en la región central. Simétricas en relación al plano longitudinal, pero no siempre simétricas según el plano transversal. La rafe está contenida en una quilla (como en Cymatopleura) en los dos bordes de la valva. La cara valvar es ornamentada con costillas muy netas, y ésta es su más importante característica. Posee pseudorafe, además de las rafes verdaderas. En vista pleural son rectangulares o en forma de cuña o aún sigmoides.

Significado sanitario: Muchas especies viven en aguas salobres. S.splendida es indicadora de aguas limpias. S.ovata vive en aguas polucionadas y puede indicar la existencia de desagues de industrias de papel. S.molleriana vive en aguas contaminadas con aceites. S.delicatissima y S.linearis son indicadoras de la presencia de fierro.

Acción de los algicidas: No conocida. (R)

131. SYNEDRA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: Células muy largas y delgadas, como agujas, rara vez encorvadas en los extremos. A veces, son capitadas. Con frecuencia son fusiformes en vista valvar. Generalmente aisladas, pero pueden formar colonias en forma de estre-

llas (radiadas) o en abanico, pegadas por uno de sus extremos. La cara valvar está ornamentada por rayas transversales interrumpidas a lo largo del eje central, formando una pseudo-rafe. No poseen rafe verdadera y, por ello, no poseen movimiento propio. La ausencia de rafe verdadera y de movimiento permite diferenciarlas de ciertas especies de *Nitzschia* y de *Hantzschia*, muy delgadas y con pseudo-rafe. En vista pleural son rectangulares.

Significado sanitario: Provocan obstrucción de los filtros. Pueden producir olor de grama (en pequeño número) o de tierra o moho, cuando están en número más grande (ej: *S.ulva*). Cuando se clora el agua producen olor y sabor de medicamentos. *S.acus* var. *angustissima* es indicadora de aguas limpias. *S.affinis* es indicadora de cloruro de sodio.

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre y al cloro.

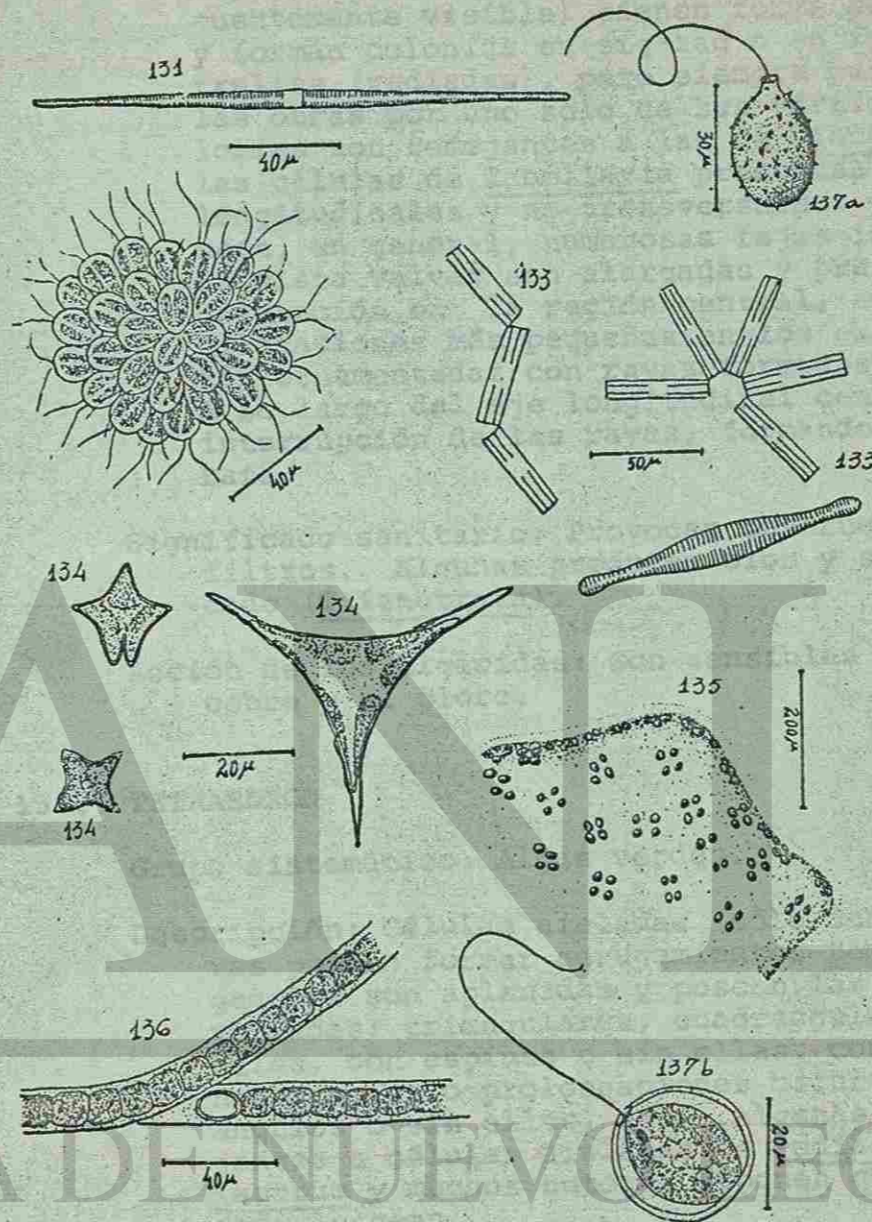
132. SYNURA

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

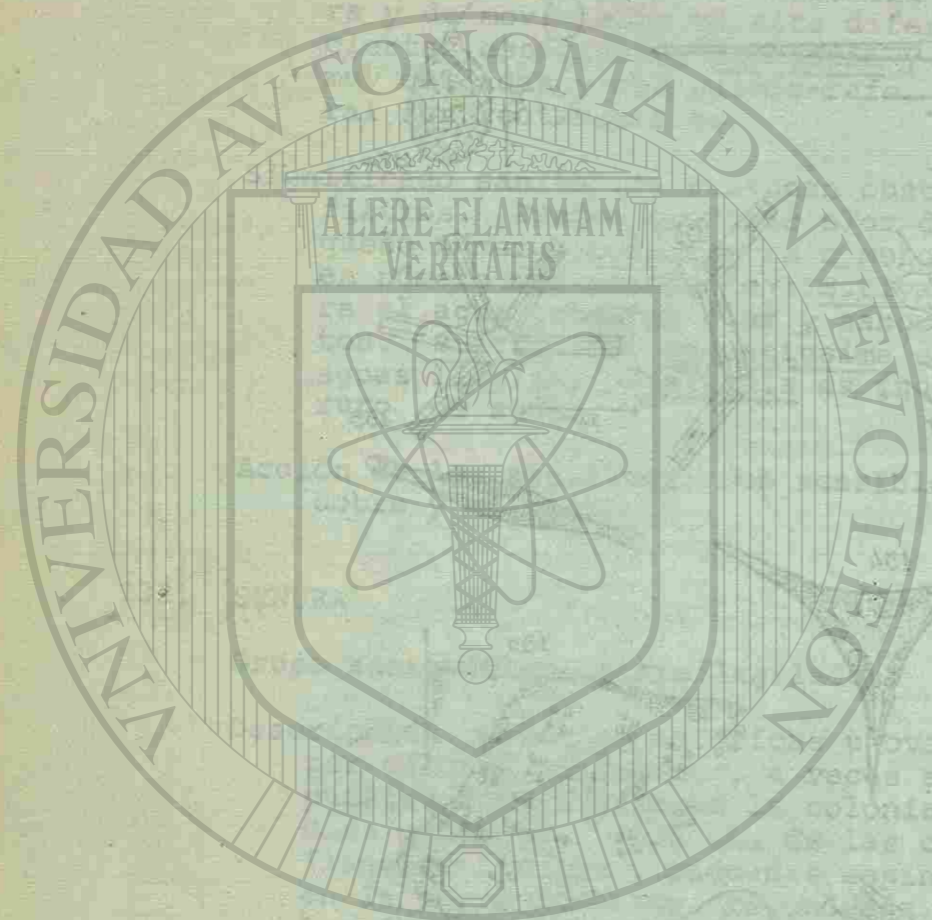
Descripción: Colonias esféricas u ovales, formadas por células piriformes, a veces alargadas dispuestas radialmente en la colonia, formando una masa compacta. Cada una de las células posee 2 flagelos iguales y pequeñas espinas de sílice, en la parte anterior, redondeada, de la célula. Los dos cloroplastos tienen color marrón. Es semejante al género *Uroglenopsis*, pero éste tiene mayor número de células, los dos flagelos tienen longitudes desiguales, no poseen espinas de sílice y la distribución de las células en la colonia es distinta.

Significado sanitario: Provocan sabor y olor, aún cuando están en número pequeño. El olor es de pepinillos, o de especias, o de pescado (éste, cuando está en grandes concentraciones). Además, poseen gusto picante o metálico y dan a la lengua una sensación de sequedad o aún pegajosa. Pueden provocar floración. Son frecuentes en aguas duras (ej: *S.ulvella*). No mantienen su forma, cuando se las conserva en formaldehído.

Acción de los algicidas: Muy sensibles al sulfato de cobre y también al cloro pero, con este último, forma compuestos clorofenólicos de olor fuerte.



131 — Synedra — 132 — Synura — 133 — Tabellaria — 134 — Tetradron — 135 — Tetraspora — 136 — Tolypothrix — 137 — Trachelomonas.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE

DIRECCIÓN GENERAL DE BIB

133. TABELLARIA

Grupo sistemático: Diatomeas.

Descripción: En vista pleural (cara que es más frecuentemente visible) tienen forma rectangular, y forman colonias en zig-zag o en forma de estrellas (radiadas), pero siempre pegadas unas a las otras por uno solo de sus vértices. Las colonias son semejantes a las de Diatoma, pero las células de Tabellaria presentan costillas longitudinales y no transversales. Además, poseen, en general, numerosas fajas intercalares. En vista valvar son alargadas y presentan una dilatación en la región central, además de unas dilataciones más pequeñas en los extremos. Están ornamentadas con rayas formadas de puntitos. A lo largo del eje longitudinal central, hay una interrupción de las rayas, formando una pseudo-rafe.

Significado sanitario: Provocan obstrucción de los filtros. Algunas producen olor y sabor de pescado (T.fenestrata).

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre y al cloro.

134. TETRAEDRON

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Células aisladas (sólo cuando son nuevas pueden formar agrupamientos temporales). En general son aplanadas y poseen las formas más variadas: triangulares, cuadrangulares o poligonales, con espinas o sin ellas, con prolongaciones simples o prolongaciones bifurcadas en los ángulos o sin ellos, etc. Algunas son muy semejantes a células aisladas de Pediastrum o de Coccolobastrum y muchos autores suponen que, en realidad, lo sean.

Significado sanitario: Son algas que viven en la superficie de las aguas y pueden ser muy numerosas, sobre todo en aguas con abundancia de sustancias nutritivas minerales resultantes de la estabilización de desagues orgánicos. T.muticum es frecuente en aguas polucionadas.

Acción de los algicidas: Son resistentes al sulfato de cobre.

135. TETRASPORA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Colonias gelatinosas amorfas, esféricas o en forma de largos cilindros o cintas macroscópicas (vermiformes). En la matriz gelatinosa las células se hallan dispuestas en grupos de 4 (a veces de 2). Las células son esféricas, con cloroplasto verde en forma de taza y dos pseudoflagelos, cuyos extremos salen afuera de la matriz. Las células están dispuestas en la superficie de la gelatina. Las colonias flotan libremente o están fijadas a las rocas, a las orillas de los riachuelos. Se diferencian de Palmella por la forma cintada de la colonia, por la disposición de las células en grupos de 4 y por la presencia de pseudoflagelos.

Significado sanitario: Algunas especies pueden vivir fijadas a las paredes de los reservorios (ej: T.gelatinosa).

Acción de los algicidas: No conocida.

136. TOLYPOTHRIX

Grupo sistemático: Algas verdeazuladas.

Descripción: Filamentos formados de células cilíndricas con vaina gelatinosa recia. Poseen pseudoramificaciones simples (y no dobles como en Scytonema). Poseen heterocistes y, por ello, se diferencian del género Plectonema. Los heterocistes son intercalares, aislados o en series de 2 a 6. Las ramificaciones se forman junto a los heterocistes. Los filamentos son, en general, verdeazulados o verde olivo. La vaina es incolora o amarillenta.

Significado sanitario: Esas algas forman masas floculadas fijadas o flotantes. Algunas especies viven fijadas a las paredes de los reservorios (ej: T.tenuis).

Acción de los algicidas: No conocida.

137. TRACHELOMONAS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Células aisladas, con movilidad propia, con un solo flagelo. La célula está contenida en una lórica espesa, elíptica, oval o es-

férica, con superficie lisa o verrucosa o aún con espinas cortas en los polos. En el hueco de salida del flagelo puede haber un collar cilíndrico o un refuerzo en forma de anillo. El color de la lórica es marrón o rojizo, por la impregnación de compuestos de hierro. Hay un espacio entre la célula y la lórica, pero en general, la célula no es visible por la opacidad de la lórica. Semejantes a Chrysococcus, pero en éstas, generalmente la lórica es más transparente, no posee collar en el hueco de salida del flagelo y tiene superficie lisa.

Significado sanitario: Algunas especies provocan obstrucción de los filtros (ej: T.crebea). Son frecuentes en lagunas de estabilización.

Acción de los algicidas: No conocida.

138. TRIBONEMA

Grupo sistemático: Algas verdes (Xantophyceae)

Descripción: Filamentos no ramificados, formados de unidades en forma de H (o de dos conos truncados unidos por la base más pequeña). El protoplasma de las células está contenido entre dos de estas unidades, las cuales son de celulosa muy espesa, a veces formadas en capas. Cloroplastos amarillo-verdosos, discoidales, numerosos. No poseen almidón y se pueden diferenciar del género Microspora por la ausencia de reacción a la prueba de yodo. Poseen gotitas de aceite. Oedogonium es un poco semejante, pero no tiene células en H.

Significado sanitario: Es frecuente en pequeños cuerpos de agua estancada. Producen nitritos, por reducción de los nitratos. Provocan obstrucción de los filtros (ej: T.bombycinum).

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre.

139. ULOTHRIX

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Filamentos no ramificados, de longitud ilimitada, formados de células cilíndricas. Poseen un cloroplasto que envuelve el protoplasma como una cinta verde. Semejantes a Uronema, pero los filamentos son más largos y no terminan

en punta, como en este género. Además, las células de *Ulothrix* son, en general, más cortas y el cloroplasto más delgado. *Stichococcus* es también semejante, pero su cloroplasto llena más de la mitad de la circunferencia de la célula.

Significado sanitario: Pueden vivir en aguas corrientes o estancadas. Algunas especies viven en la superficie. *U.aequalis* es indicadora de aguas limpias; *U.zonata* vive, generalmente, en aguas ácidas y puede ser indicador de desagues industriales. Puede provocar obstrucción de los filtros y producir olor de grama en el agua.

Acción de los algicidas: Muy sensibles al sulfato de cobre.

140. UROGLENOPSIS

Grupo sistemático: Cloroflagelados.

Descripción: Colonias esféricas o elípticas, con matriz gelatinosa abundante, y gran número de células (hasta más de 100) esféricas o elípticas, con 2 flagelos de longitudes desiguales. Las células están dispuestas en la región periférica de la matriz y poseen 1 ó 2 cloroplastos de color marrón-dorado. Pueden ser semejantes a *Eudorina*, pero tienen mucho mayor número de células, distinto color y flagelos desiguales. Se diferencian de *Synura* por la distribución de las células en la matriz, por la longitud desigual de los flagelos y por la ausencia de espigas de sílice.

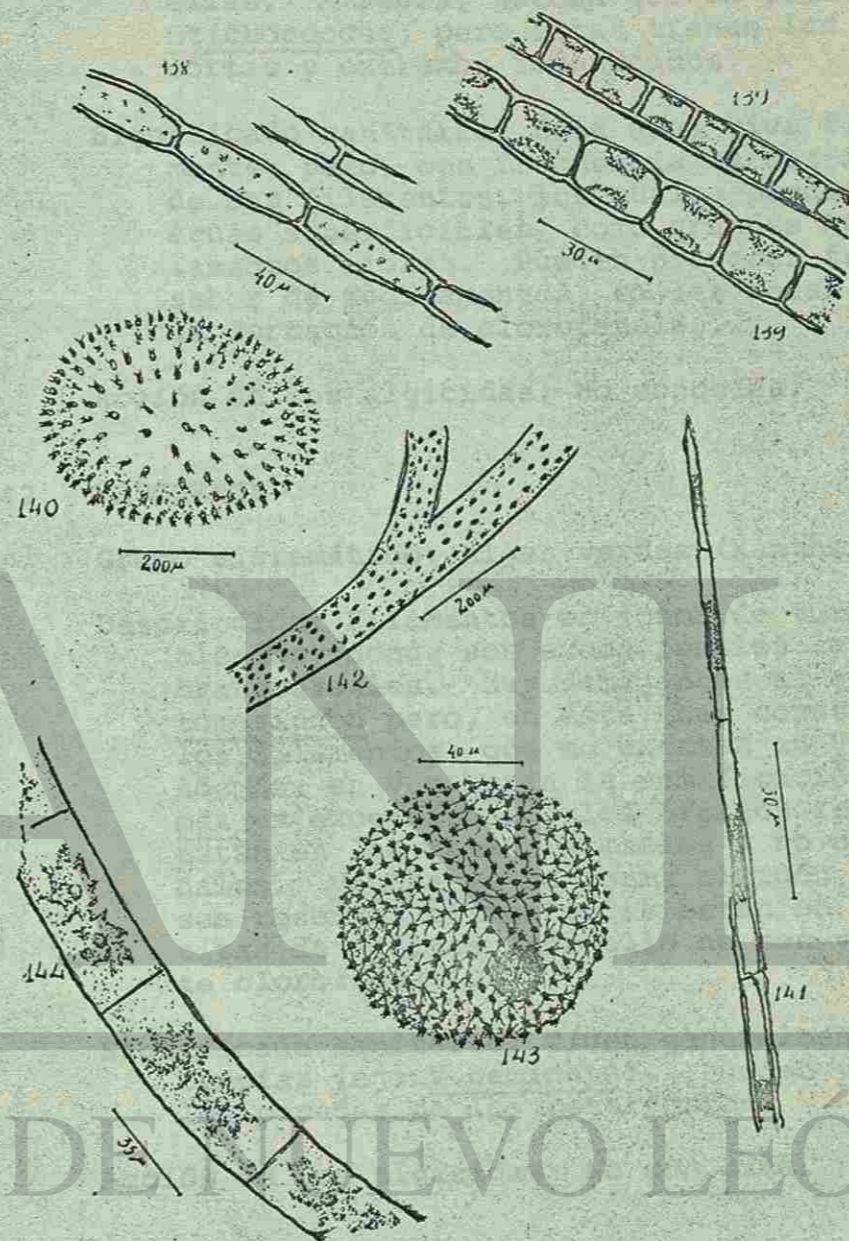
Significado sanitario: Es una de las algas de olor más fuerte. Aún cuando está en pequeñas concentraciones provoca olor fuerte, de pescado (*U.americana*). En general, viven en los embalses.

Acción de los algicidas: Son muy sensibles al sulfato de cobre.

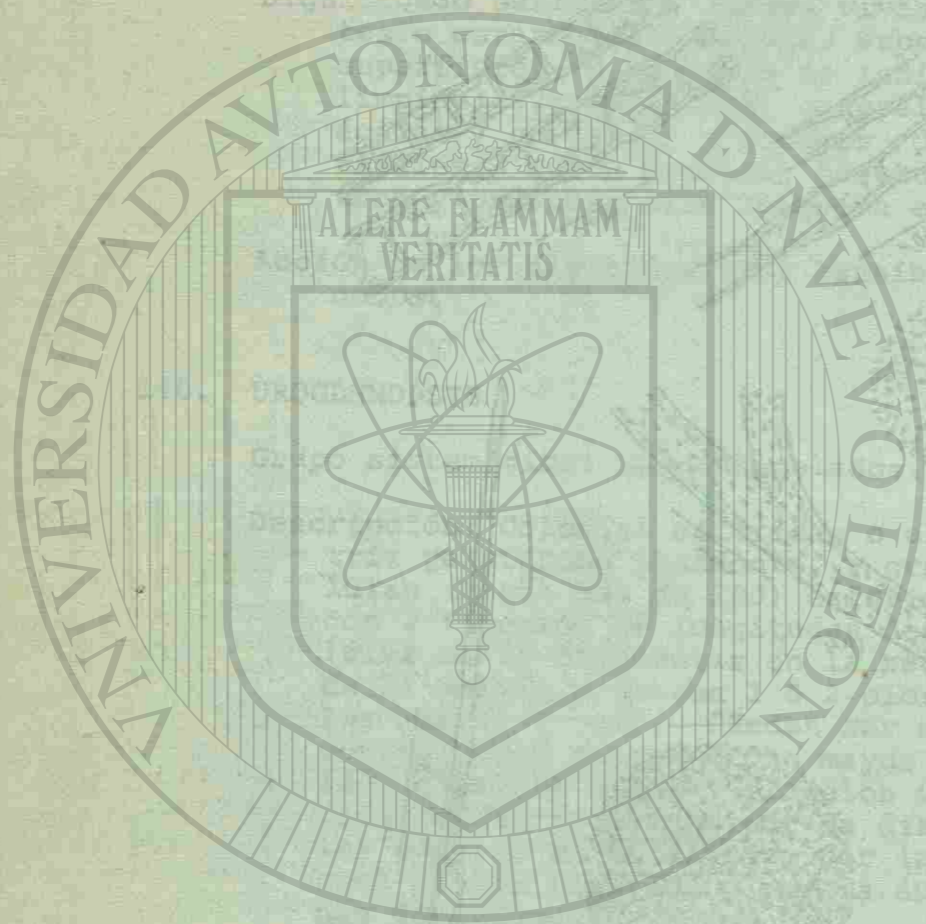
141. URONEMA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Filamentos muy semejantes a los de *Ulothrix*, pero siempre más cortos, formados de células muy largas y delgadas. Además, los filamentos terminan normalmente en punta. Las células son cilíndricas, poseen un plasto en forma de cinta, largo, dispuesto longitudinalmente.



138 — Tribonema — 139 — Ulothrix — 140 — Uroglenopsis — 141 — Uronema —
142 — Vaucheria — 143 — Volvox — 144 — Zygnema.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Con frecuencia la membrana de las células de Uronema es tan delgada y transparente que no se ve al microscopio sino que una secuencia de cloroplastos, como si fueran pequeñas cintas rectangulares, verdes, que mantienen un espacio entre ellas. A veces, pueden ser un poco semejantes a Stichococcus, pero éstas tienen las células más cortas y extremos redondeados.

Significado sanitario: Esta alga vive fija, generalmente, pero, con frecuencia se desprenden parte de sus filamentos, los cuales pueden poblar las aguas superficiales, como grandes números de filamentos libres. Pueden provocar fuerte olor y sabor de medicamentos, en las aguas cloradas, por la formación de clorofenoles.

Acción de los algicidas: No conocida.

142. VAUCHERIA

Grupo sistemático: Algas verdes (Xanthophyceae)

Descripción: Filamentos en forma de turbos multinucleados, donde son excepcionales las membranas transversales. Muy semejantes al género Dichotomosiphon pero, en éste, hay constricciones en los filamentos, que no existen en Vaucheria. Además, en Vaucheria la ramificación por dicotomía es excepcional y los órganos reproductores están en las ramas laterales y no en las terminales. Vaucheria no forma almidón, sino que sus reservas alimenticias están en forma de gotitas de aceites (por ello no son verdaderamente clorofíceas).

Significado sanitario: Viven generalmente en aguas limpias (ej: V.geminata). Pueden vivir fijadas a las paredes de los reservorios.

Acción de los algicidas: No conocida.

143. VOLVOX

Grupo sistemático: Cloroflagelados. ®

Descripción: Colonias de forma esférica (raras veces ovales o elípticas), formadas de gran número de células (en general más de 500), dispuestas en la periferia de la matriz gelatinosa. Las células son muy pequeñas, verdes, y tienen forma esférica, oval o irregular, con 2 flagelos y con ligazones protoplasmáticas, como hilos que las comunican entre sí, formando un re

ticulado característico en toda la superficie de la colonia. En general, existen colonias hijas en el interior de la colonia madre.

Significado sanitario: Producen fuerte olor de pescado. Pueden ser indicadores de aguas duras.

Acción de los algicidas: Muy sensibles al sulfato de cobre y al cloro pero pueden formar, con el cloro, compuestos de olor fuerte.

144. ZYGNEMA

Grupo sistemático: Algas verdes.

Descripción: Filamentos no ramificados, con células cilíndricas, con longitud igual de 1 a 9 veces el diámetro. Esas células contienen 2 cloroplastos verdes, en forma de estrella, unidos entre ellos por un puente de citoplasma. El aspecto general del filamento es semejante al de *Mougeotia* y *Spirogyra*, pero con facilidad se diferencian de ellas por la forma de sus cloroplastos.

Significado sanitario: Viven en la superficie y pueden causar la obstrucción de los filtros.

Acción de los algicidas: Son sensibles al sulfato de cobre.

7.4. Clave para la Identificación de los Géneros de Algas de Importancia Sanitaria.

Modificación y adaptación de la clave de Palmer (7).

- | | |
|--|------------------|
| 1a. Planta en forma de tubo, filamento, cinta, membrana o con aspecto arborescente o reticular; frecuentemente visible a simple vista | 2 |
| 1b. Planta microscópica, formada de células aisladas o en grupos irregulares o esféricos. Algas no filamentosas | 59 |
| 2a. Planta en forma de tubo, filamento, cinta, membrana o con aspecto arborescente o reticular, compuesta de células de límites nítidos | 3 |
| 2b. Planta en forma de tubo ramificado, con protoplasma continuo, no dividido en células | 58 |
| 3a. Planta en forma de tubo, filamento, cinta, membrana o con aspecto arborescente o reticular o conjuntos de filamentos | 4 |
| 3b. Planta en forma de membrana formada por una sola capa de células, en su espesor, pero con 2 ó más células de ancho | 54 |
| 4a. Células formando filamentos aislados o aglomerados, o en cintas con solo una célula de ancho, o colonias arborescentes o reticulares | 5 |
| 4b. Plantas en forma de tubo, cinta o filamento, todos (o algunos) con más de una célula de ancho o espesor | 48 |
| 5a. Con heterocistes | 6 |
| 5b. Sin heterocistes | 15 |
| 6a. Filamentos que se estrechan gradualmente, formando punta en un extremo | 7 |
| 6b. Filamentos con el mismo ancho en toda su longitud . | 9 |
| 7a. Filamentos dispuestos radialmente al interior de una bolita o masa de gelatina | 8 |
| 7b. Filamentos no encerrados en una bolita o masa gelatinosa común | <i>Calothrix</i> |

8a. Esporas (acinetos) junto a un heterociste terminal	<u>Gloeotrichia</u>	
8b. Sin esporas o acinetos	<u>Rivularia</u>	
9a. Con ramificaciones		10
9b. Sin ramificaciones		11
10a. Ramas que nacen en pares	<u>Scytonema</u>	
10b. Ramas que nacen aisladas	<u>Tolypothrix</u>	
11a. Heterocistes siempre terminales	<u>Cylindrospermum</u>	
11b. Heterocistes intercalares, en el filamento		12
12a. Filamentos encerrados en una bolita o masa de gelatina	<u>Nostoc</u>	
12b. Filamentos no encerrados en una masa de gelatina		13
13a. Heterocistes y células vegetativas con una dimensión más corta que el ancho del filamento	<u>Nodularia</u>	
13b. Heterocistes y células vegetativas con una dimensión igual o más larga que el ancho del filamento		14
14a. Heterocistes esféricos	<u>Anabaena</u>	
14b. Heterocistes cilíndricos	<u>Aphanizomenon</u>	
15a. Filamentos no ramificados		16
15b. Filamentos ramificados (aunque sean pseudoramificaciones); o colonias arborescentes o reticulares		37
16a. Sin cloroplastos		17
16b. Con cloroplastos		21
17a. Filamentos cortos, de forma helicoidal regular		160
17b. Filamentos muy largos no en forma helicoidal regular		18
18a. Varios filamentos paralelos, encerrados en una sola vaina gelatinosa común	<u>Microcoleus</u>	
18b. Si existe vaina, es individual para cada filamento		19
19a. Con vaina gelatinosa		20
19b. Sin vaina o matriz gelatinosa visible	<u>Oscillatoria</u>	

20a. Vaina nítida; no hay matriz gelatinosa entre los filamentos	<u>Lyngbya</u>	
20b. Vaina no es nítida o no existe; con matriz gelatinosa entre los filamentos	<u>Phormidium</u>	
21a. Células separadas unas de las otras y encerradas en un tubo	<u>Cymbella</u>	
21b. Células unidas unas a las otras, formando filamentos o cintas		22
22a. Células que se separan fácilmente en discos o cilindros cortos, presentando, en la cara circular, rayas en el sentido radial		132
22b. Células que no se separan fácilmente o, cuando se separan, las caras circulares no presentan rayas en el sentido radial		23
23a. Células unidas por los costados o por los vértices, formando cintas		24
23b. Células en filamento unidas por los extremos		26
24a. Paredes de las células presentan rayas numerosas y en intervalos regulares		25
24b. Paredes de las células sin rayas	<u>Scenedesmus</u>	
25a. Rayas de las paredes celulares de dos tipos distintos: finas y gruesas		103
25b. Rayas siempre finas	<u>Fragilaria</u>	
26a. Cloroplastos en forma de cinta helicoidal	<u>Spirogyra</u>	
26b. Cloroplastos no en cinta helicoidal		27
27a. Uno solo, o más de 2 cloroplastos por célula		30
27b. Dos cloroplastos por célula		28
28a. Células con la membrana externa lisa	<u>Zygnema</u>	
28b. Células con nódulos, verrugas, o constricciones en la membrana de cada célula		29
29a. Dos nódulos centrales y una constricción en la membrana de cada célula	<u>Desmidium</u>	
29b. Cada célula con un anillo de gránulos verrucosos junto al extremo	<u>Hyalotheca</u>	

30a. Cloroplasto en forma de cinta ancha que recorre todo el eje central de la célula	<u>Mougeotia</u>	
30b. Cloroplasto o cloroplastos aplastados por dentro de la membrana celular (<u>parietales</u>)		31
31a. Algunas células con una o varias rayas transversales en la membrana, junto a uno de los extremos.	<u>Oedogonium</u>	
31b. Sin rayas transversales en la membrana		32
32a. Células con un cloroplasto parietal liso		33
32b. Células con uno o varios cloroplastos que presentan nudosidades		34
33a. Células con los extremos encorvados	<u>Stichococcus</u>	
33b. Células con extremos no encorvados		166
34a. Prueba del yodo positiva, para almidón; un cloroplasto nudoso en cada célula		35
34b. Prueba del yodo negativa; varios cloroplastos en cada célula		36
35a. El filamento, cuando está roto, forma segmentos con forma de H	<u>Microspora</u>	
35b. El filamento, cuando está roto, se separa en fragmentos irregulares o entre dos células.	<u>Rhizoclonium</u>	
36a. Paredes de las células rectas, no abultadas. Ornamentación de las paredes formada de rayas finas, a veces poco visibles	<u>Melosira</u>	
36b. Paredes de las células ligeramente abultadas. Sin ornamentación	<u>Tribonema</u>	
37a. Células con cloroplasto. Ramificaciones verdaderas o colonias arborescentes o reticulares		38
37b. Células sin cloroplastos. Pseudoramificaciones	<u>Plectonema</u>	
38a. Ramas o células interconectadas, formando una red con mallas hexagonales, regulares	<u>Hydrodictyon</u>	
38b. Ramas que no forman una red distinta		39
39a. Cada célula está contenida en una lórica cónica o en forma de copa, abierta en el extremo ancho	<u>Dinobryon</u>	
39b. Sin lórica cónica		40

40a. Ramas cortas que parten como <u>umbelas</u> de un eje o filamento principal, en coronas de 4 ó más.	<u>Nitella</u>	
40b. Ramificaciones generalmente aisladas o en pares .		41
41a. Células terminales, cada una con una larga espina incolora, con base muy dilatada	<u>Bulbochaete</u>	
41b. Sin espinas terminales de base dilatada		42
42a. Células rojas, marrón o violeta	<u>Audouinella</u>	
42b. Células verdes		43
43a. Filamentos encerrados en una bolita o masa gelatinosa		44
43b. Filamentos no encerrados en una bolita o masa gelatinosa		45
44a. Cambio brusco de espesor del filamento principal a las ramas	<u>Draparnaldia</u>	
44b. Cambio gradual de espesor del filamento principal a las ramas	<u>Chaetophora</u>	
45a. Células claras y oscuras alternadas en el filamento	<u>Pithophora</u>	
45b. Células semejantes entre sí en su intensidad de color		46
46a. Pocas ramas, cortas e incoloras	<u>Rhizoclonium</u>	
46b. Ramas numerosas de color verde		47
47a. Estrechamiento gradual en dos o más células terminales del filamento.....	<u>Stigeoclonium</u>	
47b. Sin estrechamiento terminal, o con estrechamiento brusco en una sola célula	<u>Cladophora</u>	
48a. Planta en forma de tubo con una capa celular superficial recia, con nódulos a intervalos regulares	<u>Lemanea</u>	
48b. La planta no es como la descripción anterior		49
49a. Células esféricas y dispuestas en grupos de 4 (a veces de 2) en una matriz gelatinosa ..	<u>Tetraspora</u>	
49b. Células no como se describe arriba		50
50a. Plantas ramificadas		51
50b. Plantas no ramificadas		53

51a. Ramas dispuestas en grupos	52
51b. Ramas aisladas	53
52a. Planta con matriz gelatinosa	<u>Batrachospermum</u>
52b. Sin matriz gelatinosa	<u>Chara</u>
53a. Con heterocistes; sin cloroplastos	<u>Stigonema</u>
53b. Sin heterocistes; con cloroplastos	<u>Compsopogon</u>
54a. Ocelo rojo y 2 flagelos en cada célula	<u>Gonium</u>
54b. Sin ocelo y sin flagelos	55
55a. Células esféricas, semi-esféricas u ovales, en matriz gelatinosa plana.....	<u>Agmenellum</u>
55b. Células no como se describe arriba	56
56a. Células con disposición regular formando un dis- co no adherente a superficies sólidas. Número de células: 2, 4, 8, 16, 32, 64 ó 128	65
56b. Gran número de células; colonia membranosa, adhe- rente a una superficie sólida	57
57a. Cerdas largas y finas que nacen de la superficie superior de las células	<u>Chaetopeltis</u>
57b. Sin cerdas	<u>Hildebrandis</u>
58a. Con una constricción en la base de cada rama	<u>Dichotomosiphon</u>
58b. Tubos sin constricción	<u>Vaucheria</u>
59a. Células formando colonias generalmente con forma definida	60
59b. Células aisladas, o en pares, o formando grupos irregulares y sueltos	95
60a. Células con muchas rayas transversales en la pa- red celular	103
60b. Células sin ornamentación transversal	61
61a. Colonias formadas por solo una capa de células en su espesor (lámina)	62
61b. Grupos de células no en forma de lámina	67
62a. Cada células con un ocelo rojo y 2 flagelos ..	<u>Gonium</u>
62b. Células sin ocelo y sin flagelos	63

63a. Células alargadas, unidas por los costados en una o dos hileras	<u>Scenedesmus</u>
63b. Células con longitud aproximadamente igual al an- cho	64
64a. Células dispuestas en la colonia según líneas regu- lares, con matriz gelatinosa incolora	<u>Agmenellum</u>
64b. Células no en una matriz gelatinosa	65
65a. Células sin espinas, proyecciones o incisiones	<u>Crucigenia</u>
65b. Células con espinas, proyecciones o incisiones ...	66
66a. Células esféricas, con espinas	<u>Microactinium</u>
66b. Células angulosas con o sin incisiones	<u>Pediastrum</u>
67a. Células frecuentemente arqueadas, con los dos ex- tremos punteagudos	68
67b. Células nunca arqueadas, sin los extremos puntea- gudos	70
68a. Células encerradas en una matriz gelatinosa	<u>Kirchneriella</u>
68b. Células no encerradas en matriz gelatinosa	69
69a. Células siempre arqueadas; dispuestas dorso con dor- so	<u>Selenastrum</u>
69b. Células rectas o arqueadas, dispuestas no como arri- ba; dispuestas dispersamente o torcidas en conjun- to	<u>Ankistrodesmus</u>
70a. Células con flagelos. Frecuentemente con ocelo ro- jo	71
70b. Sin flagelo u ocelo	80
71a. Cada célula en el interior de una lórica cónica o en forma de copa, abierta en el extremo ancho	<u>Dinobryon</u>
71b. Células sin lórica cónica	72
72a. Cada célula con uno o dos hilos largos y rectos	<u>Chrysophaerella</u>
72b. Células no como se describe arriba	73
73a. Células unidas unas a las otras, formando colonias compactas	74
73b. Células incluídas separadamente en una matriz trans- parente	77

74a. Células en disposición radial, con los flagelos dirigidos hacia afuera de la colonia	75
74b. Células dispuestas alrededor de un eje longitudinal	76
75a. Células con cloroplastos marrones y sin ocelo	<u>Synura</u>
75b. Células con cloroplastos verdes, y con ocelo	<u>Pandorina</u>
76a. Células con 4 flagelos	<u>Spondylomorum</u>
76b. Células con 2 flagelos	<u>Pyrobotrys</u>
77a. Cloroplastos de color marrón	<u>Uroglenopsis</u>
77b. Cloroplastos verdes	78
78a. Colonias con 16, 32, 64 células	<u>Eudorina</u>
78b. Colonias con más de cien células	79
79a. Colonias esféricas; cada célula con ocelo	<u>Volvox</u>
79b. Colonias en forma de tubos o irregulares; células sin ocelo	<u>Tetraspora</u>
80a. Células alargadas, unidas las unas a las otras por sus extremos y dispuestas radialmente	<u>Actinastrum</u>
80b. Células frecuentemente esféricas, nunca alargadas.	81
81a. Células con cloroplastos	82
81b. Células sin cloroplastos. Pigmentos esparcidos por el protoplasma	93
82a. Colonias, incluso la matriz externa, de color naranja o marrón rojizo	<u>Botryococcus</u>
82b. Cuando hay matriz, ésta nunca tiene color nítido. Los cloroplastos son verdes	83
83a. Colonias esféricas u ovals	87
83b. Colonias no redondas. Frecuentemente con forma irregular	84
84a. Las paredes celulares, entre las células adyacentes, son planas	<u>Phytoconis</u>
84b. Paredes celulares redondeadas, incluso entre las células adyacentes	85
85a. Células esféricas dispuestas en una capa superficial en un tubo gelatinoso largo	<u>Tetraspora</u>
85b. Colonias no en tubo; células de forma irregular ..	86

86a. Células de distintos tamaños, en la colonia; las más grandes tienen más del doble del diámetro de las más pequeñas	<u>Chlorococcum</u>
86b. Las células pueden ser de distintos tamaños, pero las más grandes nunca llegan a tener el doble del diámetro de las pequeñas	<u>Palmella</u>
87a. Células en la colonia, próximas las unas de las otras, formando una estructura compacta ...	<u>Coelastrum</u>
87b. Células agrupadas flojamente	88
88a. Colonias con hilos incoloros finos que parten de su centro hacia las células	89
88b. Colonias sin hilos incoloros que ligan las células al centro	90
89a. Células esféricas u ovals	<u>Dictyosphaerium</u>
89b. Células alargadas, algunas arqueadas ..	<u>Dimorphococcus</u>
90a. Células esféricas	91
90b. Células ovals	<u>Oocystis</u>
91a. Un cloroplasto en cada célula	92
91b. Dos a 4 cloroplastos en cada célula	<u>Gloeococcus</u>
92a. La matriz externa está dividida en capas ...	<u>Gloeocystis</u>
92b. La matriz externa en homogénea	162
93a. Células equidistantes del centro de la colonia	<u>Gomphosphaeria</u>
93b. Células dispuestas irregularmente en la colonia ..	94
94a. Células ovoides; división plana perpendicular al eje longitudinal	<u>Coccochloris</u>
94b. Células esféricas, o plano de división perpendicular al eje más corto	<u>Microcystis</u>
95a. Célula con un surco o estrechamiento central transversal profundo	96
95b. Célula sin surco o estrechamiento central transversal profundo	102
96a. Célula de color marrón; con flagelos. Dinoflagelados, con caparazón formado de placas	97
96b. Célula verde; sin flagelos (desmidiáceas)	99

97a. Célula con 3 ó más astas largas	<u>Ceratium</u>	
97b. Célula sin astas		98
98a. Pared de la célula formada de placas poco espesas de límites poco visibles y lisas (caparazón poco espeso)	<u>Glenodinium</u>	
98b. Pared de la célula muy espesa, formada de gruesas placas ornamentadas o ásperas		164
99a. Superficie de las semi-células muy recortadas, granuladas o con largas espinas		100
99b. Lóbulos de las semi-células, cuando existen, son redondeados y lisos		101
100a. Incisión central estrecha, linear	<u>Microsterias</u>	
100b. Incisión central en ángulo abierto en forma de V ó de U	<u>Staurastrum</u>	
101a. Longitud de la célula es aproximadamente el doble del ancho	<u>Euastrum</u>	
101b. Longitud de la célula una a una vez y media mayor que su ancho	<u>Cosmarium</u>	
102a. Célula triangular	<u>Tetraedron</u>	
102b. Célula no triangular		103
103a. Célula con un extremo distinto del otro		104
103b. Célula con los dos extremos esencialmente iguales.		125
104a. Paredes de la célula con marcas transversales (no espirales) a intervalos regulares (diatomeas) .		105
104b. Sin marcas transversales en las paredes		108
105a. Célula arqueada en vista pleural	<u>Rhoicosphenia</u>	
105b. Célula no arqueada en vista pleural		106
106a. Célula con rayas transversales finas y gruesas. <u>Meridion</u>		
106b. Célula con rayas transversales del mismo espesor .		107
107a. Células esencialmente lineales y rectangulares , abultadas en los extremos. El abultamiento de un extremo mayor que del otro	<u>Asterionella</u>	
107b. Células en forma de cuña; a veces con bordes ondulados	<u>Gomphonema</u>	

108a. Extremos de la célula siempre con espinas <u>Schroederia</u>		
108b. Extremos de la célula sin espinas		109
109a. Células con uno o más cloroplastos		110
109b. Células sin cloroplastos	<u>Entophysalis</u>	
110a. Células con lóricas cónicas	<u>Dinobryon</u>	
110b. Célula sin lórica, o la lórica no es cónica ...		111
111a. Célula cubierta con escamas y largas espinas	<u>Mallomonas</u>	
111b. Célula sin escamas y espinas		112
112a. Célula con lórica rígida. La superficie del protoplasma está separada de la lórica por un espacio vacío		113
112b. Célula sin lórica		115
113a. Célula aplanada. Lórica en forma de concha bi-valva	<u>Phacotus</u>	
113b. Célula no aplanada		114
114a. Lórica opaca, de color amarillo, rojizo o marrón	<u>Trachelomonas</u>	
114b. Lórica transparente; incolora o parduzca <u>Chrysococcus</u>		
115a. Extremo anterior de la célula aplanado en diagonal		116
115b. Extremo anterior de la célula no aplanado en diagonal		118
116a. Cloroplastos de color azul verdoso brillante	<u>Chroomonas</u>	
116b. Cloroplastos de color marrón, rojo, verde-oliva o amarillento		117
117a. Con una citofaringe; sin surco	<u>Cryptomonas</u>	
117b. Sin citofaringe; con surco	<u>Rhodomonas</u>	
118a. Cloroplastos pardo-rojizos	<u>Chromulina</u>	
118b. Cloroplastos generalmente verdes		119
119a. Un solo cloroplasto en la célula		120
119b. Dos o más cloroplastos por célula		122

120a. Célula que adelgaza en los extremos (fusiforme)	<u>Chlorogonium</u>	
120b. Célula esférica o ovalada		121
121a. Célula con 2 flagelos	<u>Chlamydomonas</u>	
121b. Célula con 4 flagelos.....	<u>Carteria</u>	
122a. Célula con 2 cloroplastos	<u>Cryptoglana</u>	
122b. Célula con varios cloroplastos		123
123a. Célula aplanada	<u>Phacus</u>	
123b. Célula no aplanada		124
124a. Célula rígida	<u>Lepocinclis</u>	
124b. Célula de forma cambiante	<u>Euglena</u>	
125a. Célula claramente arqueada (cóncavo-convexa), con una espina o punta en cada extremo		126
125b. Célula no arqueada		129
126a. Una vacuola en cada extremo de la célula, con partículas de movimiento browniano. Células siempre aisladas	<u>Closterium</u>	
126b. Sin vacúolos terminales. Las células pueden estar agrupadas, o formando colonias		127
127a. Células aisladas o en grupos, con extremos trun- cados, redondos, y con una espina implantada en cada extremo	<u>Ophiocytium</u>	
127b. Células con extremos punteagudos (no truncados) y con espinas que pueden ser el prolongamien- to mismo de la célula		128
128a. Ambos extremos punteagudos, formando espinas in- coloras distintas del resto de la célula	<u>Schroederia</u>	
128b. Espinas con coloración verde, formadas por la prolongación, misma, del extremo punteagudo de la célula		67
129a. Célula que termina en forma de espina		130
129b. Célula sin espinas terminales		131
130a. Célula que se estrecha gradualmente en los ex- tremos, para formar las espinas terminales .		67

130b. Células cilíndricas, gruesa, que se estrecha bruscamente, en cada extremo, para formar la espina terminal	<u>Rhizosolenia</u>	
131a. Rayas finas regulares en las paredes de la célu- la (diatomeas)		132
131b. Sin rayas en las paredes		153
132a. Célula circular en vista valvar; rectangular o cuadradas en vista pleural		133
132b. Célula no circular en vista valvar		134
133a. Cara valvar con un dibujo interno de rayas y un dibujo externo (marginal)	<u>Cyclotella</u>	
133b. Cara valvar con un dibujo continuo, de estrías	<u>Stephanodiscus</u>	
134a. Célula plana, oval	<u>Cocconeis</u>	
134b. Células no planas u ovaes		135
135a. Célula sigmoide, por una de sus vistas		136
135b. Célula no sigmoide		137
136a. Célula sigmoide en vista valvar	<u>Gyrosigma</u>	
136b. Célula sigmoide en vista pleural, y terminada en forma rectangular (extremos aplanados)	<u>Nitzschia</u>	
137a. Células asimétricas longitudinalmente, al menos por una de sus caras		138
137b. Células simétricas longitudinalmente		144
138a. Paredes de la célula con rayas transversales fi- nas y anchas (estrías y costillas)		139
138b. Paredes de la célula solamente con rayas trans- versales finas (estrías)		140
139a. Cara valvar tan ancha por el centro como la cara pleural	<u>Epithemia</u>	
139b. La cara valvar tiene la mitad (o menos) del an- cho, en el centro, de la cara pleural ...	<u>Rhopalodia</u>	
140a. Línea de poros y rafe situados en el borde de la cara valvar (marginal)		141
140b. Rafe no marginal		142

141a. Rafe de cada valva está adyacente a la misma cara pleural	<u>Hantzschia</u>	
141b. Rafe de cada valva adyacente a las caras pleurales opuestas (rafes opuestas diagonalmente)	<u>Nitzschia</u>	
142a. Célula asimétrica longitudinalmente, en vista valvar		143
142b. Célula asimétrica longitudinalmente, en vista pleural	<u>Achnanthes</u>	
143a. Rafe curvada hacia un lado, al centro	<u>Amphora</u>	
143b. Rafe en curva uniforme, en toda su extensión	<u>Cymbella</u>	
144a. Rafe y estriás marginales cerca de ambos bordes de la valva		145
144b. Rafe no marginal. La rafe o la pseudo-rafe (cuando existen) son centrales		146
145a. Borde de la cara pleural ondeado ...	<u>Cymatopleura</u>	
145b. Borde de la cara pleural recta	<u>Surirella</u>	
146a. Cara pleural generalmente visible, y con 2 ó más rayas salientes longitudinalmente. En vista valvar presentan una parte oval abultada, central, limitada por una línea	<u>Tabellaria</u>	
146b. Cara pleural con menos de 2 líneas longitudinales salientes. En vista valvar, no es como se describe arriba		147
147a. Cara valvar con líneas transversales finas y gruesas	<u>Diatoma</u>	
147b. Cara valvar con líneas transversales iguales en su espesor, pero no siempre visibles		148
148a. Cara valvar naviculoide, rafe verdadera		149
148b. Cara valvar lineal o lanceolada; sin rafe verdadera		152
149a. Cara valvar con líneas transversales anchas (costillas)	<u>Pinnularia</u>	
149b. Cara valvar con líneas transversales finas (estriás)		150
150a. Estriás transversales ausentes en una faja transversal, al centro del eje longitudinal de la cara valvar	<u>Stauroneis</u>	

150b. Estriás transversales presentes en toda la extensión de la cara valvar		151
151a. Rafe estrictamente central	<u>Navicula</u>	
151b. Rafe ligeramente lateral	<u>Cymbella</u>	
152a. Abultamiento en un extremo, mayor que en el otro	<u>Asterionella</u>	
152b. Abultamientos terminales, cuando los hay, son iguales	<u>Synedra</u>	
153a. Con cloroplastos		154
153b. Sin cloroplastos; pigmentación verdeazulada difusa por todo el protoplasma		159
154a. Célula larga y fina; o célula plana		132
154b. Células redondas o esféricas		155
155a. Paredes planas entre las células en una colonia	<u>Phytoconis</u>	
155b. Las células, en una colonia o aisladas, son totalmente redondeadas (sin caras planas)		156
156a. Células con 2 nódulos parietales opuestos o colonias con 2 ó 4 células encerradas en una membrana común, perceptible, o ambas cosas		90
156b. Células sin nódulos en las paredes; colonias no como se describe arriba, o células aisladas (sin formar colonias)		157
157a. Células de tamaño esencialmente igual, en la colonia, o células aisladas (sin formar colonias)		158
157b. Células de tamaños muy distintos en la colonia	<u>Chlorococcum</u>	
158a. Células encerradas en matriz gelatinosa abundante	<u>Palmella</u>	
158b. Células con poca gelatina o sin gelatina		163
159a. Células dispuestas en un filamento helicoidal ..		160
159b. Células no en filamento helicoidal		161
160a. Filamento tabicado (con paredes transversales)	<u>Arthrospira</u>	
160b. Filamento no tabicado (sin membranas celulares transversales)	<u>Spirulina</u>	

- 161a. El plano de división de las células es perpendicular al eje más grande Coccochloris
- 161b. Células esféricas o el plano de división de las células es paralelo al eje más grande. Microcystis
- 162a. Cloroplasto en forma de estrella, con las puntas ensanchadas o abultadas Asterococcus
- 162b. Cloroplastos en forma de taza Sphaerocystis
- 163a. Células con espinas largas Golenkinia
- 163b. Células sin espinas Chlorella
- 164a. Surco ecuatorial en forma circular Peridinium
- 164b. Surco ecuatorial en forma helicoidal Gonyaulax
- 165a. Filamentos con un extremo punteagudo Uronema
- 165b. Filamentos con los extremos planos Ulothrix

7.5. Fuentes Bibliográficas.

- (1) Branco, S.M., 1962. Controle preventivo e corretivo de algas em aguas de abastecimento. Revista, 23 (N°45): 61 - 75, Sao Paulo, Brasil.
- (2) Branco, S.M.; Branco, W.; Lima, H.S.; Martins, M.T., 1963. Identificacao e importancia dos principais generos de algas de interesse para o tratamento de aguas e esgotos. Revista D.A.E., 24 (N°48): 39 - 76; (N°49): 77 - 84; (N°50): 87 - 98, Sao Paulo, Brasil.
- (3) Drouet, F.; Daily, W.A., 1956. Revision of the coccoid myxophyceae. Butter University Botanical Studies 12, Junio de 1956, E.U.A.
- (4) Drouet, F., 1959, Myxophyceae. Fresh-water Biology, John Wiley Sons, E.U.A.
- (5) Fritsch, F.E., 1956. The Structure and Reproduction of the Algae. Cambridge University Press., Inglaterra.
- (6) Hustedt, F. 1930. Bacillariophyta (Diatomeae). Die Süsswasser Flora (A.Pascher) Gustav Fischer, Alemania.
- (7) Palmer, C.M., 1959. Algae in Water Supplies. Public Health Service, E.U.A.
- (8) Pascher, A. 1927. Volvocales - Phytomonadinae. Die Süsswasser Flora. Gustav Fischer, Alemania.
- (9) Pascher, A.; Schiller, J.; Migula, W., 1925. Heterokontae, Phaeophyta, Rhodophyta, Charophyta. Die Süsswasser Flora. Gustav Fischer, Alemania.
- (10) Sampaio, J., 1944. Desmidiás Portuguesas. Boletim da Sociedade Broteriana, 18: 5-538, Portugal.
- (11) Silva, P.C.; Papenfuss, G., 1953. Systematic Studies of the Algae of Sewage Oxidation Ponds. University of California, E.U.A.
- (12) Smith, G.M., 1920. Phytoplankton of the Inland Lakes of Wisconsin. Wisconsin Geological and Natural History Survey, E.U.A.
- (13) Smith, G.M., 1933. The Fresh-Water Algae of the United States 1° Ed., Mc Graw Hill Co., E.U.A.
- (14) Smith, G.M., 1950. The Fresh-Water Algae of the United States 2° Ed., Mc Graw Hill Co., E.U.A.
- (15) Tiffany, L.H., Britton, M.E., 1952. The Algae of Illinois. The University of Chicago Press., E.U.A.

GLOSARIO TECNICO

- Acicular.** En forma de aguja.
- Acineto.** Espora sin movimiento propio.
- Aerobio.** Ser que respira oxígeno libre. Ambiente con oxígeno.
- Algas.** Vegetales de organización sencilla, a veces microscópicos, generalmente acuáticos, con pigmento fotosintético.
- Algas Azules.** Lo mismo que algas verdeazuladas.
- Algas Verdeazuladas.** Clase de algas primitivas unicelulares o pluricelulares, aisladas, coloniales o filamentosas. En general poseen una matriz gelatinosa. El pigmento dominante en las células (juntamente con la clorofila), es la ficocianina, azul. Los pigmentos se hallan disociados en el protoplasma, pues no poseen cloroplastos.
- Algas Verdes.** Algas unicelulares o pluricelulares, aisladas, coloniales o filamentosas. El pigmento dominante es la clorofila, verde, y está siempre contenida en cloroplastos.
- Algas Rojas.** Algas pluricelulares. El pigmento dominante es la ficoeritrina, de color rojo. La mayor parte de las algas de este grupo viven en el mar.
- Algicidas.** Compuestos tóxicos a las algas.
- Almidón.** Sustancia de reserva característica de los vegetales. Es un polisacárido que se presenta en forma de granitos formados por capas concéntricas alrededor de un núcleo.
- Anaerobio.** Organismo que no respira oxígeno libre. Medio sin oxígeno.
- Apice, Apical.** Extremo adelgazado de un filamento de alga. Célula que forma ese extremo.
- Arborescente.** En forma muy ramificada, como un árbol.
- Autótrofo.** Organismo que sintetiza compuestos orgánicos complejos, a partir de sustancias minerales simples, como H_2O y CO_2 . Los vegetales clorofilados pertenecen a ese grupo y utilizan la luz solar como fuente de energía.
- Axial.** Que sigue o que está situado en la dirección del eje principal de una célula o cuerpo.
- Basal.** El extremo fijo o el extremo ancho de un filamento. La célula que forma ese extremo.
- Botrioidal.** En forma de racimo de uvas.
- Campo Axial.** Faja lisa a lo largo del eje longitudinal en una frústula de diatomea.
- Caparazón.** Envoltorio resistente y recio de ciertos organismos.
- Capitada.** Diatomea pennada que tiene los extremos dilatados.
- Carotina.** Pigmento de color anaranjado contenido en la raíz de la zanahoria.

Carotinoídes. Colorantes vegetales amarillos y rojos, que acompañan a la clorofila en los cloroplastos o disueltos en la célula vegetal. Pertenecen a este grupo: la carotina (de la zanahoria); el licopeno (del tomate); las xantofilas (de las hojas estioladas); las ficoxantinas (de las diatomeas y otras algas) etc.

Célula. Unidad estructural de los seres vivos.

Célula Nodal. En ciertas algas verdes (carófitas) es la célula que forma un nudo, alrededor del cual se insertan las ramas secundarias.

Célula Vegetativa. Célula no reproductora.

Celulosa. Sustancia rígida responsable de la forma y de la posición de las células y órganos de los vegetales. Está localizada en la membrana de las células, formando el "esqueleto" del vegetal, o sea, la parte sólida de la madera y de las fibras vegetales.

Cenobio. Agrupación de células que se diferencia de las colonias comunes por estar formada de células pertenecientes a la misma generación y reunidas en un conjunto de forma determinada y constante para la especie.

Céntricas. Diatomeas de forma circular, en vista valvar.

Ciclo Biodinámico. Expresión gráfica de las relaciones de interdependencia entre varios organismos que habitan un ambiente.

Cilios. Organelas filiformes, en gran número, con movimiento coordinado, responsable de la locomoción en los protozoarios ciliados.

Citofaringe. Orgánulo en forma de garganta en las células de algunos protozoarios, y algas cloroflageladas. En este caso los flagelos, en general, se insertan en el fondo de esta garganta.

Claviforme. En forma de porra o clavo.

Clorofila. Pigmento verde, característico de las células vegetales y que cataliza la síntesis de compuestos orgánicos, utilizando la luz como fuente de energía.

Cloroflagelados. Algas que poseen locomoción por flagelos.

Cloroplastos, Cloroplastidios. Estructuras celulares, donde se localiza la clorofila.

CMU. Algicida. 3 (p-clorofenil)-1, 1 dimetil urea.

Colonia. Agrupación de células, formadas por división de una célula inicial; cada célula de una colonia puede, potencialmente, tener vida independiente.

Constricción Central. Estrechamiento que divide la célula de muchas desmidiáceas en dos mitades simétricas. El puente entre las dos semicélulas o hemisomas es llamada istmo.

Costillas, costae. Relieves lineales, y lisos, muy bien marcados, en las valvas de ciertos géneros de diatomeas.

Cultivo. Desarrollo de organismos en un medio artificial que contiene las sustancias nutritivas necesarias.

DAC. Algicida. Cloruro de dodecil acetamido dimetil benzil amonia.

Desmidiáceas. Grupo de algas verdes cuyas células se presentan divididas en dos mitades simétricas. En general, hay una constricción que separa parcialmente las dos semicélulas.

Depresión del Oxígeno. Reducción de la concentración de oxígeno disuelto, provocada por la polución orgánica.

Diatomeas. Grupo de algas unicelulares o coloniales, caracterizada por presentar sus células encerradas en una caja de sílice (frústula), con ornamentos de varios tipos.

Dicotomía. Ramificación por bifurcación.

Digestión. Proceso biológico caracterizado principalmente por la licuación de compuestos orgánicos.

Dinoflagelados (Dinofíceas). Cloroflagelados con caparazón formado de placas de celulosa, y con dos flagelos. Uno de estos flagelos rodea a la célula en posición ecuatorial - mientras que el otro es perpendicular al primero y se dirige hacia la región posterior.

DNQ. Algicida. 2, 3 diclonaftoquinona.

Endósporas. Esporas que se forman dentro de una célula.

Entrenudos. Internodio.

Epífita. Que vive fija a la superficie de otras plantas, pero sin parasitarlas.

Epiteca. Valva superior y más grande, de la frústula.

Especie. Agrupación de individuos semejantes y que, por cruzamiento entre ellos pueden producir descendientes fértiles.

Epermatozoide. Gameto masculino.

Esporas. Células para reproducción asexual de la especie. También, células de resistencia.

Estauro. Faja lisa que atraviesa todo el ancho de la valva, en ciertas diatomeas. Esta faja forma una cruz con el campo axial. En realidad el estauro es un nódulo central muy desarrollado en el sentido transversal.

Estigma. Véase Ocelo.

Estrías. Pequeñas rayas que presentan las valvas de una diatomea. Las líneas elevadas que separan las estrías pueden ser lisas (*Pinnularia*) o estar formadas por una alineación de puntos o trazos cortos (*Navícula*).

Factor en minimum. Factor limitativo.

Factor Limitativo. Factor ecológico que, por su escasez, es responsable de la limitación del número de individuos de una especie en un medio.

Fajas Intercalares. Fajas o capas intercaladas entre dos valvas de una diatomea, y visible en vista pleural.

Falsa Rafe. Véase pseudorafe.

Falsa Ramificación. Véase pseudoramificación.

Ficocianina. Pigmento de color violáceo, asociado a la clorofila en las algas verdeazuladas y también en ciertos grupos de algas rojas. La ficocianina, y la ficoeritrina de las algas rojas son compuestos proteínicos, insolubles en el agua, fluorescentes y pertenecen al grupo de los pigmentos fitocromo protídicos.

Ficoeritrina. Pigmento rojo asociado a la clorofila en los cloroplastos de las algas rojas, y posee propiedades semejantes a la ficocianina.

Filamento. Agrupación lineal de células, formando un hilo o cinta, el cual puede estar contenido en una vaina o matriz gelatinosa.

Fitoplancton. Placton vegetal.

Flagelos. Orgánulos de locomoción de ciertas bacterias, algas y protozoarios. Tienen la forma de hilos largos con movimiento helicoidal.

Flagelado. Organismo con locomoción por flagelos.

Flagelado Pigmentado. Cloroflagelado.

Floración de las Aguas. Desarrollo excesivo del plancton, formando masas de aspecto granuloso, visibles a los ojos desnudos. Turbiedad producida en un cuerpo de agua por el plancton.

Foliáceo. En forma de hoja.

Frústula. Caparazón de sílice, de las diatomeas. Está formada de dos mitades llamadas valvas.

Fusiforme. En forma de huso.

Gametos. Células para reproducción sexual del organismo.

Género. En el sistema de clasificación de los seres vivos, es la agrupación de especies muy semejantes entre sí.

Hemisomas. Semicélulas.

Heterocistes. Células diferenciadas, del filamento de ciertas algas verdeazuladas. Estas células en general no tienen pigmentación y sus membranas son muy espesas. Su función todavía es desconocida.

Heterótrofo, Heterotrófico. Organismo que necesita compuestos orgánicos complejos para su nutrición.

Hípoteca. Valva inferior, más pequeña, de la frústula de una diatomea.

Hormogonio. Fragmento de un filamento de alga verdeazulada que se separa con la finalidad de reproducir la especie.

Intercalar. Que está situado entre dos células de un filamento. No terminal.

Internodio. Porción del tallo comprendido entre dos nudos consecutivos.

Istmo. Parte estrecha de la célula de una desmidiácea que sirve de puente entre las dos semicélulas.

Lanceolado. En forma de lanza.

Larva. Forma embrionaria que adquiere vida libre en ciertas clases de animales.

Lébrica. Envoltorio rígido que sirve de abrigo a las células de ciertos protozoarios y algas cloroflageladas.

Macroorganismos. Organismos visibles a simple vista.

Macroscópico. Visible a simple vista.

Marginal. Situado en los bordes de la célula o de las valvas de una frústula.

Matriz. Masa gelatinosa alrededor de las células en una colonia de algas.

Membrana. Envoltorio o paredes de las células. Las células vegetales presentan esas paredes reforzadas por una capa recia de celulosa.

Micronutrientes. Compuestos que son indispensables en la nutrición, pero en cantidades muy pequeñas. Ej: Vitaminas.

Microorganismos. Organismos de dimensiones microscópicas.

Microscópico. Sólo visible al microscopio.

Navicular, Naviculoide. Que tiene la forma de un navío pequeño.

Ninfas. Ciertos tipos de larvas acuáticas de insectos.

Nódulo Central. Espesamiento interno de la pared de la frústula, en el centro del campo axial. De ese nódulo parte el canal de la rafe, el cual se extiende hacia los nódulos polares.

Nódulos Polares. Espesamientos internos de la pared de la frústula situados en los extremos del campo axial.

Núcleo. Una de las partes del protoplasma celular. Tiene el aspecto de una región más condensada y tiene gran importancia en la reproducción de la célula.

Nudos. Células nodales. Células más cortas, de donde parten las ramificaciones, en el talo de una alga carófito.

Ocelo. Organito fotosensible de un flagelado. En general es formado de un pigmento carotinoide, rojo. A veces, puede completarse con un espesamiento de la membrana celular en forma de lente, formando un pequeño ojo. Muy frecuente en las algas cloroflageladas.

Organismo. Ser organizado. Empléase como sinónimo de ser vivo.

Ovulo. Gameto femenino.

Palmela, Palmeloide. Fase de reproducción de ciertos cloroflagelados con pérdida de la movilidad y formación de colonia envuelta en matriz gelatinosa.

Papilas. Protuberancias superficiales granulosas o verrucosas.

Parietal. Que se adhiere a la superficie interna de la célula.

Pennadas, Pennales. Diatomeas que se diferencian por presentar solamente simetría bilateral y no radial.

Pigmentado. Que posee color propio.

Pirenoide. Centro de deposición del almidón, en una célula vegetal.

Piriiforme. En forma de pera.

Placton. Conjunto de organismos que viven en suspensión en el agua, acompañando su movimiento.

Planos de Simetría. Planos hipotéticos que dividen un objeto en dos mitades simétricas entre sí.

Plastos, Plastidios. Estructuras celulares que contienen la clorofila (cloroplastos) o sustancias de reserva (leucoplastos, amiloplastos).

Pluricelular. Que es formado de varias o muchas células.

Profundidad de Compensación. Es la profundidad de un cuerpo de agua donde la cantidad de oxígeno producido por fotosíntesis es igual a la cantidad consumida por respiración.

Protoplasma, Protoplasto. Materia coloidal fundamental contenida en la célula de todos los seres vivos. Materia viva.

Pseudoflagelo. Pequeñas formaciones filiformes, con aspecto de flagelos, pero sin movimiento.

Pseudópodo. Prolongación protoplasmática variable continuamente y responsable del movimiento ameboide de ciertos protozoarios. Sirve también para la captura de los alimentos.

Pseudonafe. Área central, sencilla y lisa, que interrumpe los grabados de las valvas en ciertas diatomeas pennadas. Tiene el aspecto, pero no la función, de una rafe verdadera.

Pseudoramificación. Ramificación que no es formada por división celular paralela al eje del filamento, sino que por una rotura del filamento, con crecimiento posterior de los fragmentos.

Pseudovacúolos. Formaciones con aspecto de vacíos o burbujas en el interior del protoplasma de una célula. Posiblemente están llenos de gases.

Punctae. Puntos o poros dispuestos en hileras, formando rayas en la superficie de las valvas de las diatomeas.

Punto de Compensación. Intensidad luminosa en la cual la producción de oxígeno por fotosíntesis es igual al consumo por la respiración de la misma planta.

Quiste, Ciste. Célula contraída y revestida de recia membrana en el interior de la membrana primitiva. La célula así protegida, pasa al estado de vida latente.

Rafe. Hendidura de la valva, en las diatomeas pennales, paralela o coincidente con su eje central, que en toda su extensión o sólo en parte de ella permite la comunicación del plasma de la célula con el medio exterior, hecho que es responsable del movimiento, por fricción, de estas algas. Sólo tienen movimiento las diatomeas que poseen rafe.

Ramificación Falsa. Pseudoramificación.

Ramificación Verdadera. Ramificación que se origina por división celular paralela al eje del filamento.

Reniforme. En forma de un riñón.

Rígido. Que no es flexible.

Rizoma. Caule o tallo tendido paralelamente al substrato. En plantas superiores, es una metamorfosis caulinar debida a la adaptación a la vida subterránea.

Saprófitos. Organismos que viven de la descomposición de la materia orgánica muerta.

Semicélulas. Las dos mitades simétricas de una célula de desmidiácea.

Séptico. Ambiente anaerobio, donde se da la actividad de microorganismos acidófilos, con producción de compuestos ácidos, muchos de los cuales con olor fétido. El mal olor y el bajo pH son característicos de los ambientes sépticos, en oposición a los ambientes anaerobios no sépticos, o metánicos.

Septos. En diatomeas, son tabiques paralelos a las valvas, que dividen incompletamente la cavidad celular. En algas u hongos filamentosos, son los tabiques transversales que limitan las células.

Sigmoide. Que tiene la forma aproximada de una S.

Simbionte. Organismo que vive en simbiosis con otro.

Simbiosis. Asociación regular de dos organismos, con beneficio mutuo.

Simetría Bilateral. Simetría caracterizada por la existencia de un plano longitudinal que divide el organismo en dos mitades especularmente iguales.

Simetría Radial. Simetría caracterizada por la existencia de varios planos que se cruzan en un punto. Ej: una esfera, un cilindro, una estrella, etc.

Sirfidos. Grupo de insectos que tienen larvas acuáticas.

Substrato. Terreno u objeto sobre el cual el organismos se fija. En bioquímica es el tipo de compuesto químico sobre el cual una enzima (o un microorganismo) ejerce su acción específica.

Tabicado. Filamento que posee septos o tabiques transversales.

Talo. El cuerpo de un alga, hongo o liquen. Cuerpo vegetativo no diferenciado en hojas, caule, raíces, etc.

Taxonómico. Relativo a la taxonomía o sea, a la clasificación sistemática de los seres vivos.

Tricoma. Conjunto de las células en un alga verdeazulada filamentosa, sin la vaina gelatinosa. El tricoma, juntamente con la vaina, forma el filamento.

Umbela. Tipo de inflorescencia o de ramificación en la cual las ramas todas parten radialmente de un solo punto.

Unicelulares. Organismos compuestos de una sola célula. Pueden ser también interpretados como acelulares, o sea, organismos que no poseen una organización celular.

Uniseriado. Filamento de alga formado de una sola hilera de células, o sea, que tiene una sola célula en su espesor.

Vacuolo. Hueco en el protoplasma de las células, lleno de jugo celular u otro líquido.

Vacuolos Pulsátiles o Pulsativos. En los protozoarios y ciliados, así como en las esporas de otras algas, son pequeños vacuolos que se contraen de manera rítmica expulsando agua que se infiltra en el protoplasma.

Vaina. Revestimiento mucilaginoso de los filamentos de ciertas algas.

Vista cingular. Vista pleural.

Vista Pleural. Vista lateral de las diatomeas.

Vista Valvar. Posición de una diatomea en que se presenta solamente una de sus valvas.

Xantófila. Pigmento carotinoide de color amarillo, de las hojas así como de ciertas algas.

ZDD. Algicida. Dimetil ditiocarbanoato de zinc.

Zigote. Célula formada por la fusión de dos gametos.

MATERIAL PRESENTADO ADICIONALMENTE EN EL CURSO EFECTUADO EN LA FACULTAD DE INGENIERIA CIVIL - (U.A.N.L.) DEL 18 AL 22 DE JUNIO DE 1973.

1.- Características Generales de los Seres Vivos, Clasificación:

DR. JORGE S. MARROQUIN DE LA F.

2.- El Ambiente Acuático como Ecosistema:

BIOL. HECTOR GONZALEZ AGUIRRE.

3.- Biología de las Comunidades Planctónicas, Clasificación:

BIOL. ADOLFO GONZALEZ CASTILLO.

4.- Reductores: Bacterias y Hongos. Importancia en la Biodegradación de la Materia Orgánica.

BIOL. HOMERO GARCIA CURIEL.

5.- Identificación de Bacterias Coliformes. El Esteptococo Fecal.

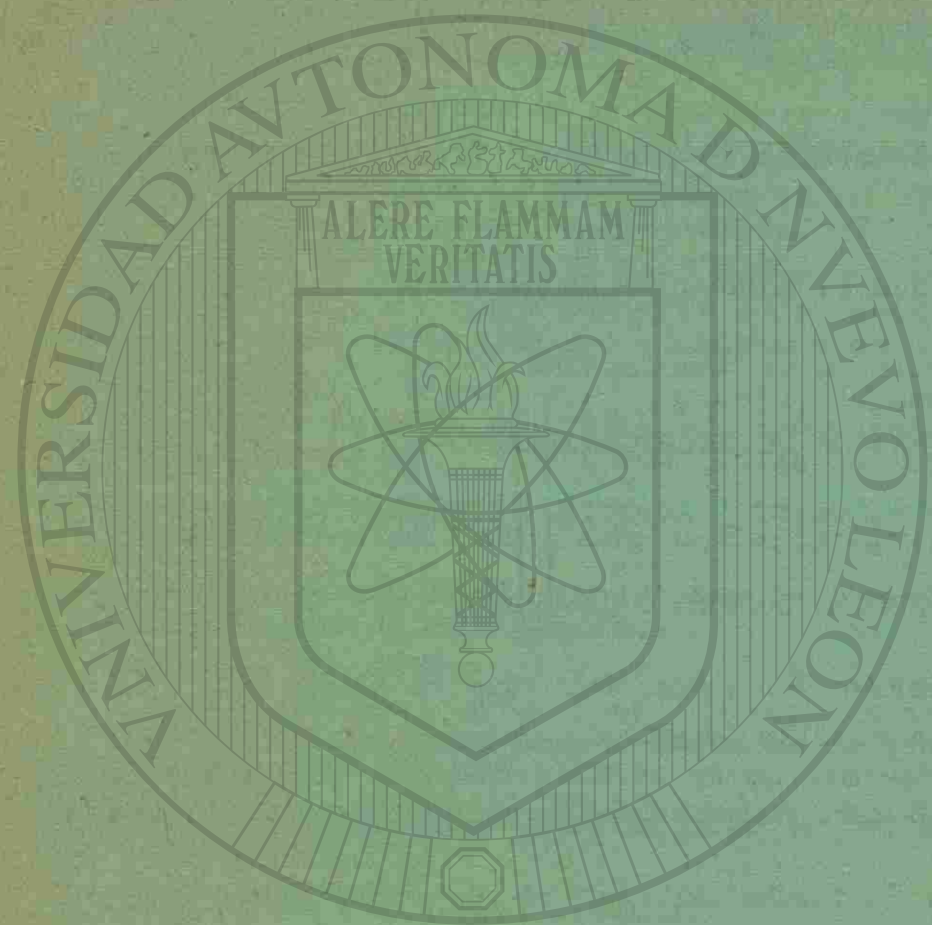
Q.B.P. HERMINIA MARTINEZ RODRIGUEZ.

6.- "Algicidas Potenciales, para El Control de las Algas"

Por: Jawes C. Gratteau

Tomado de la revista "Water and Sewage Works" Scranton Gillette.

Traducida por: Ing. Alejandro Ramírez Alcázar.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA

DIRECCIÓN GENERAL

CURSO INTENSIVO DE HIDROBIOLOGIA APLICADA A LA INGENIERIA
SANITARIA PARA PRESERVAR LA VIDA ACUATICA Y PREVENIR LA -
CONTAMINACION AMBIENTAL.
CARACTERISTICAS GENERALES DE LOS SERES VIVOS. CLASIFICACION
LOS SISTEMAS DE CLASIFICACION BIOLOGIA.

POR EL DR. JORGE S. MARROQUIN
U.A.N.L.

Junio 18, 1973

Plática informativa y comentada que podrá contribuir a tener
una idea sobre la diversidad del mundo orgánico y su estructura
ción.

Generalidades. Cuatro grandes eventos marcan los avances más --
trascendentales de las ciencias biológicas, a saber (Arnett y --
Brawngart, 1970):

1. El descubrimiento de la naturaleza de las células.
2. El desarrollo de un sistema de clasificación biológica.
3. Las experiencias que condujeron al conocimiento de la heren-
cia biológica, la genética y la naturaleza del ADN.
4. El establecimiento y comprobación de la idea del proceso --
evolutivo. (evolución orgánica).

La materia viva o protoplasma (protos=primario o primero y plas-
ma= jugo) dado por Purkinje 1839 constituye un complejo bioquí-
co cuyo funcionamiento integral se conoce como "vida" (ésta no-
es en rigor una definición). Los atributos vitales diferencian
a los seres vivos (o materia "animada") de la no viva (o "inani-
mada"). Esas propiedades exclusivas de los organismos se mani-
fiestan a través de estos fenómenos:

- a) La irritabilidad del protoplasma
- b) El metabolismo
- c) La adaptación
- d) La duplicación, multiplicación o reproducción
- e) La evolución de las formas.

Pero para hablar de la diversidad del mundo viviente (y de las formas fósiles que lo fueron en otras épocas geológicas) podemos entresacar los principios darwinianos aún válidos hoy, con ciertas modificaciones:

- que las especies cambian
- que hay descendencia con modificaciones
- que la variación en los individuos de una población favorece los cambios por selección
- que por lo tanto, en un ambiente dado, sobrevivirán aquellos individuos mejor adaptados de una población, en tanto que los menos adaptados se eliminan (esto constituye el principio de "la supervivencia del más apto", aplicable únicamente al mundo vegetal y al mundo animal sensu stricto; al hombre no se aplica esto en virtud de que la sociedad humana se rige por otro juego de principios). El cambio se orienta siempre hacia formas más complejas, aún cuando las partes (órganos) de los organismos se reduzcan o se pierdan a través del parasitismo. Por lo tanto, una vez que ocurra un cambio, la nueva forma no puede volver a generar aquella de la cual deriva - (el cambio es irreversible, o Ley de Dollo).

CLASIFICACION. Los sistemas de clasificación biológicos -- son muy diversos; se remontan hasta los griegos. Hay en la sistemática un fondo filosófico que lleva implicaciones a las otras ramas de la biología igualmente. Bástenos saber que todo sistema de clasificación es en realidad una teoría, una hipótesis, una proposición, Su valor y validéz aportan las diversas ramas biológicas, entre ellas fundamentalmente la morfología (interna y externa), la biogeografía, la genética, la embriología, la ecología y otras.

Todos los ensayos de clasificación biológica se sustentan en un cuerpo básico de reglas, desde las más rebuscadas -- normas de la nomenclatura para la designación de especies, hasta los elásticos arreglos sistemáticos.

Sin embargo, todo sistema cumple con la jerarquización de las categorías. Estas categorías sirven como esqueleto, -- trabazón y peldaños de la clasificación.

Esta necesidad de ordenarlo todo, este afán de encontrar orden en el aparente caos, esta necesidad de ubicar los organismos según sus diferencias y/o sus semejanzas en categorías taxonómicas es un proceso complicado, propio de los especialistas de cada grupo botánico o zoológico.

Estas tareas no constituyen un fin en sí mismas; aparte de ser una necesidad científica, una forma de tener acceso a la información (como se sigue también en un sistema de biblioteca), contribuye a la integración de los datos científicos que van acumulándose continuamente. Este es un proceso dinámico, susceptible de ajustes, cambios, -- perfeccionamientos y adiciones, según las evidencias lo señale. De ahí que la sistemática biológica haya sido juzgada como un terreno inseguro, una tierra movediza difícil de cimentar. Esto es, sin embargo, parte del inquirir científico.

NOMENCLATURA. El valor práctico de acudir una designación universal para cada especie, subespecie y variedad, esto es a un hombre científico (binomios y trinomios) no es a capricho. Tiene una explicación y posee un alto valor práctico: poder rastrear para cada organismo la información hasta sus más recónditos orígenes. Todo organismo tiene un lugar en la clasificación biológica; su ubicación precisa es tarea del taxónomo y del sistemático; esto implica responsabilidades y sagacidad cuando la información disponible es incompleta, metodológicamente no satisfactoria o francamente nueva del todo.

Imaginémonos por un instante la cantidad tan enorme de información que hay tras del binomio Escherichia coli; -- podrían reunirse volúmenes enteros sobre esta bacteria: -- en citogenética, en bioquímica, en fisiología, etc.

DIVERSIDAD. La sistemática estudia la diversidad. Esta puede estudiarse con las formas adultas, pero también se puede conocer a través de las formas juveniles, estados larvarios, y ninfales (formas inmaduras) esporas, granos de polen y fragmentos fósiles.

Necesidad de la clasificación de los organismos y la práctica taxonómica.

Todos los seres vivos son resultado de una malla de interacciones que se da en llamar "telaraña de la vida". Como sistemas vivientes que han tenido un principio y han alcanzado por etapas sucesivas de carácter evolutivo complejidades estructurales y funcionales. El entendimiento, comprensión y estudio de ellas es tarea de muchos hombres de ciencia de las más disímiles especialidades. Este tema, estoy consciente, es de los menos populares de la biología. Por ello nos venos hoy convocados a participar en este curso aplicado a los ecosistemas hidrobiológicos, un campo de estudio multidisciplinario, y de su significación sanitaria.

Veamos a los sistemas vivos los interpretamos como:

- a) combinaciones químicas con propiedades físicas muy propias en el nivel celular, los cuales gracias a la disponibilidad de energía funcionan en un ambiente.
- b) se reproducen y se desarrollan,
- c) se adaptan y evolucionan en el tiempo y se distribuyen sobre la faz de la tierra, para dar paso a....
- d) la gran diversidad de formas, así del pasado (fósiles) como del presente (actuales). El paleontólogo estudia pues formas biológicas muertas, en tanto que el neontólogo estudia las formas existentes hoy.

Lo anterior conlleva a entrever las dimensiones espacio-temporales de la evolución orgánica. La interpretación de la jerarquización geológica se ha logrado en gran medida gracias al conocimiento paleontológico de floras y faunas fósiles, verdaderos relojes del tiempo geológico. El alto significado práctico y económico que esto representa en el hallazgo y consumo de energéticos está fuera de todo secreto.

La ubicación del hombre en la escala zoológica también posee implicaciones multiformes. Con todo y que el hombre quede entre los primates y en particular en los homínidos, inmerso en un mundo biológico muy complicado, así también su dominio del ambiente puede significarle extraordinarias ventajas; éstas se tornan en desencanto cuando sus excesos se vuelven contra sí. En este curso se pretenden estudiar las variables que entran en juego en el medio acuático continental. Somos parte de la trabazón ecológica; tenemos consciencia de ello y podemos actuar en concordancia.

La naturaleza estructural del ser vivo capacita al protoplasma a adoptar modalidades llamadas "adaptaciones" que encuentran su explicación en este otro juego de fenómenos biológicos:

- I) La variación dentro de límites muy bien circunscritos es factible por la codificación simple de las macromoléculas, variación que potencialmente rebasa numéricamente el guarismo de 10.1010
- II) Los niveles de variación progresan desde el individuo y los sexos a las especies, distinguibles por discontinuidades en cualquier período de tiempo.
- III) La variación o diversificación de las especies es un proceso natural permitiendo la operación ordenada de los diversos sistemas vivientes.
- IV) El reconocimiento de esta diversidad y su clasificación es el meollo del procesado de la información.

La gran diversidad de la vida animal y vegetal se debe principalmente a cambios en la forma del cuerpo como un resultado de la adaptación a diferentes ambientes.

Las estructuras anatómicas forman las bases para asignar especies a grupos superiores. Está bien estudiada en muchos casos la correspondencia que existe entre la forma y la función de los órganos con relación a un medio dado. Los ambientes más selectivos tienden a determinar alta especialización en los organismos que ahí crecen y prosperan. A título de ejemplo citemos éste: en plantas acuáticas las cutículas se presentan muy tenues; la carencia de estomas en las hojas sumergidas es explicable dado que el problema de transpiración deja de ser crítico; la sencillez de los tejidos conductores, la ausencia de coifa en las raíces (al crecer no tienen la alta resistencia que el suelo ofrecería), la existencia de aerénquimas (tejidos parenquimatosos con grandes espacios aéreos) de significado en la flotación: la fragilidad de los tejidos, la muy bien desarrollada reproducción vegetativa y un intercambio muy directo con el medio acuático en que viven, todo ello las hace extremadamente bien adaptadas, al grado de que muchas constituyen malezas agresivas de muy difícil combate.

LOS REINOS. Los tradicionales reinos vegetal y animal de los naturalistas del pasado se han escindido ahora en 4 y hasta 5 reinos. El sistema de 4 reinos (Copeland) abarca: MONERA, PROTISTA, PLANTAE Y ANIMALIA. Otros autores segregan los virus en el reino VIRA (Barcley, 19). Otros en cambio agregan el reino FUNGI (Whittaker, 196).

En los años que corren, la tarea básica de la ciencia de la biología sistemática es construir un sistema en que los organismos se dispongan de acuerdo con sus relaciones naturales y de ser posible evolutivas (filogenéticas). En este arreglo o clasificación deberán quedar situadas todas y cada una de las especies conocidas, tanto fósiles como actuales.

OTRAS RELACIONES. En opinión de algunos naturalistas sistemáticos, formamos parte de una sociedad cuya cultura ni es racional enteramente ni es intelectual sino más bien está determinada por factores económicos o por impulsos sociales y políticos que finalmente desembocan en la economía (Fosberg, 1973).

La responsabilidad asumida por el taxónomo y el sistemático es máxima cuando de él depende la determinación exacta de las entidades taxonómicas que se le presenten. El sistemático llamado "de museo" hace las veces de un "internista" que dictamina hacia qué departamento, a qué casillero o anaquel van a ir los ejemplares de las colecciones, ya sean éstas científicas o de exhibición. Será definitiva el taxónomo especialista el que ratifique, rectifique o modifique la ubicación final de los ejemplares.

La sistemática, pues, así como irrdia información, se nutre y mejora con la fuente de datos que representa la búsqueda científica en todas las otras ramas biológicas. Así se considera la construcción de un sistema, la acumulación de la información y la retroalimentación que se logra. La clasificación biológica es una tarea básica, se integra y se interpreta como una acumulación de información en términos de alimentación (construcción del sistema) y recuperación de la información (uso de los datos), ya sea que esa información se encuentre en una simple lista de especies, un fichero de herbario o de museo, un libro, monografía o revisión, una computadora o inclusive en la mente misma del sistemático.

La incorporación de conocimientos nuevos no sería posible ubicarlos sin el esqueleto sistemático adecuado o sin saber a qué organismos pertenecen, y para que se absorva científicamente esa información la sistemática contribuye a la construcción del edificio científico.

La operación básica para tener acceso a la información es la identificación del organismo (ejemplares de estudio). De este paso depende que todo cuanto se haga y diga en relación con esos ejemplares correspondan unívocamente a la entidad taxonómica conocida (según lo atestigua su nombre científico en la literatura del caso). Ningún estudio podría valorarse científicamente sin saber con qué organismos se está trabajando y saberlo comunicar al resto del mundo en la forma sistemática precisa. No tienen respetabilidad ni sentido científico estudios que se basan solamente en aproximaciones a la verdad o bajo nombre locales, así se trate de ensayos biológicos, del valor agronómico de plantas, forrajeras o de estudios fitoquímicos.

La pesada tarea de identificar, clasificar y relacionar los casis 10,000,000 de especies de organismos tropieza con múltiples dificultades. Cada vez es más difícil ordenar a los ayudantes ¡salga a tal parte y tráigame tantos ejemplares del "pato boludo prieto" o del "pato carolino" o del "venado bura". Se nos escapa de las manos la riqueza biológico natural de los ecosistemas y no sabemos cómo ni cuándo reaccionará cabalmente el hombre para no quedar en peligro también de extinción,

REFERENCIAS

Arnett, Ross H. y D.C. Braungart. 1970. An Introduction to Plant Biology. The C.V. Mosky Co.

Berkley, F.A. 1970. Outline Classification of Organismos.- 3d Ed. 56 pp.

Cragg, J.B. 1967. Advances in Ecological Research. (editor) Vol 4. Academic Press. Londres y N.York 311 pp. (incluye -- un trabajo "A Synopsis of the Pesticide Problem por N.W. -- Moore).

Detwyler, TP. R 1971. Man's Impact on Environment. Mc. Graw Hill Book Co. (Editor).

Fosberg, F.R, 1973. Reflections after the Symposium on Systematic Biological Collections Plant Science Bulletin 19 (1): 4-6.

Henning, W. 1968. Elementos de una Sistemática Filogenética. Manuales EUDEBA. Buenos Aires.

Mayr, Ernst. 1961. Principles of Systematic Zoology. Mc. Graw Hill Book Co.

Moment, G.B. 1967. General Zoology 2d. Ed. Houghton Mifflin Co. Boston

Whittaker, R.H. 1969. New Concepts of Ringdoms of Organims. Science 163 (3863); 150-160.

HIDROBIOLOGIA APLICADA A LA INGENIERIA SANITARIA

POR EL BIOLOGO HECTOR GONZALEZ AGUIRRE

Un contaminante se puede definir como cualquier material, acción o condición que interfiera, degrade o impida alguna propiedad - útil del agua. La contaminación es un cambio perjudicial en las características físicas, químicas o biológicas del agua, que - pueden, afectar la vida humana o la de especies benéficas, nuestros procesos industriales, nuestras condiciones de vida y nuestro acervo cultural y que incluso puede deteriorar y malgastar nuestros recursos de materias primas. Los elementos de la contaminación son los residuos de cosas que hacemos, utilizamos y - desechamos y por lo tanto estos aumentan en proporción de nuestra población y sus demandas.

El medio acuático y especialmente el de agua dulce que ocupa una pequeña área en comparación con el Terrestre y Marino, es de capital importancia, puesto que es la fuente más barata y apropiada para los usos domesticos e industriales (si se lograra obtener agua del mar, esto repercutiría en un mayor costo, mayor gasto de energía y además aumentaría la contaminación por la sal).

El ecosistema de agua dulce es el medio mas comodo y barato para la eliminación de desechos, pero debido a que el hombre está abusando de éste recurso natural, tiende a crear un estado de desequilibrio que en el futuro puede ser de consecuencias alarmantes por lo cual, debemos hacer esfuerzos a iniciar estudios tendientes a solucionar estos problemas, si no queremos que el agua se convierta en un factor limitativo para la especie del hombre.

Aunque la determinación de los requerimientos para la calidad de un agua útil para la vida, estarían en primer plano dentro de un buen programa dirigido hacia el abatimiento de la contaminación, se deberán de tomar en cuenta otras cuestiones. La composición cualitativa y cuantitativa de la biota determinan la calidad del agua y los límites extremos de la condiciones del ambiente, por lo tanto la biota sería una medida de estas condiciones. Cuando se conocen los requerimientos ambientales de varios grupos de la biota, se pueden utilizar para saber las condiciones del ambiente.

Los factores limitativos susceptibles de ser especialmente importantes en el medio acuático y que, por lo tanto, se deben de incluir en cualquier estudio de Hidrobiología son los siguientes: Temperatura, turbiedad, pH, Oxígeno, salinidad.

La siguiente definición del término "contaminación marina" ha sido aceptada internacionalmente: "Introducción al medio marino, por el hombre de sustancias que produzcan efectos nocivos tales como daños a los recursos vivos, permarítimas, incluyendo la pesca, - deterioro de la calidad del agua de mar para recreo". Aunque el volumen total de los océanos es tan enorme que difícilmente pueden concebirse cambios ecológicos importantes, producidos por la descarga de materiales de deshecho, la experiencia ha mostrado que de la contaminación marina se pueden derivar consecuencias biológicas muy serias. Esto es causado por el hecho de que, por razones económicas, la descarga de materiales de deshecho se efectúa generalmente cerca de la costa, o sea en aquellas áreas más importantes para la acuicultura especialmente para el desove y desarrollo de las diferentes especies marinas.

Por lo tanto, el deterioro de estas zonas pueden tener efectos desastrosos en las poblaciones de animales marinos que se encuentran en mar abierto. Hay gran diversidad de contaminantes, que van desde las aguas negras, que ponen en peligro la salud humana - ya sea directa o indirectamente, a través de la contaminación de los mariscos - hasta desechos industriales de varios tipos, que dañan una gran variedad de organismos marinos y sus depredadores, incluyendo al hombre. Cualquier descarga de materiales de desecho en el mar debe estar precedida en una planeación cuidadosa y discriminatoria.

Señalados anteriormente estos aspectos es necesario conocer aunque sea a grosso modo la ecología marina y la importancia que requiere cada uno de los componentes de este ecosistema para buscar el establecimiento de este equilibrio que sin duda ya se encuentra en fallas, quizá a estas alturas posibles de resolver o proyectar medios que intervengan en la solución definitivas del mismo.

Las características del mar que revisten mayor interés ecológico pueden enumerarse como sigue:

El mar cubre el 70 por 100 de la superficie de la tierra.

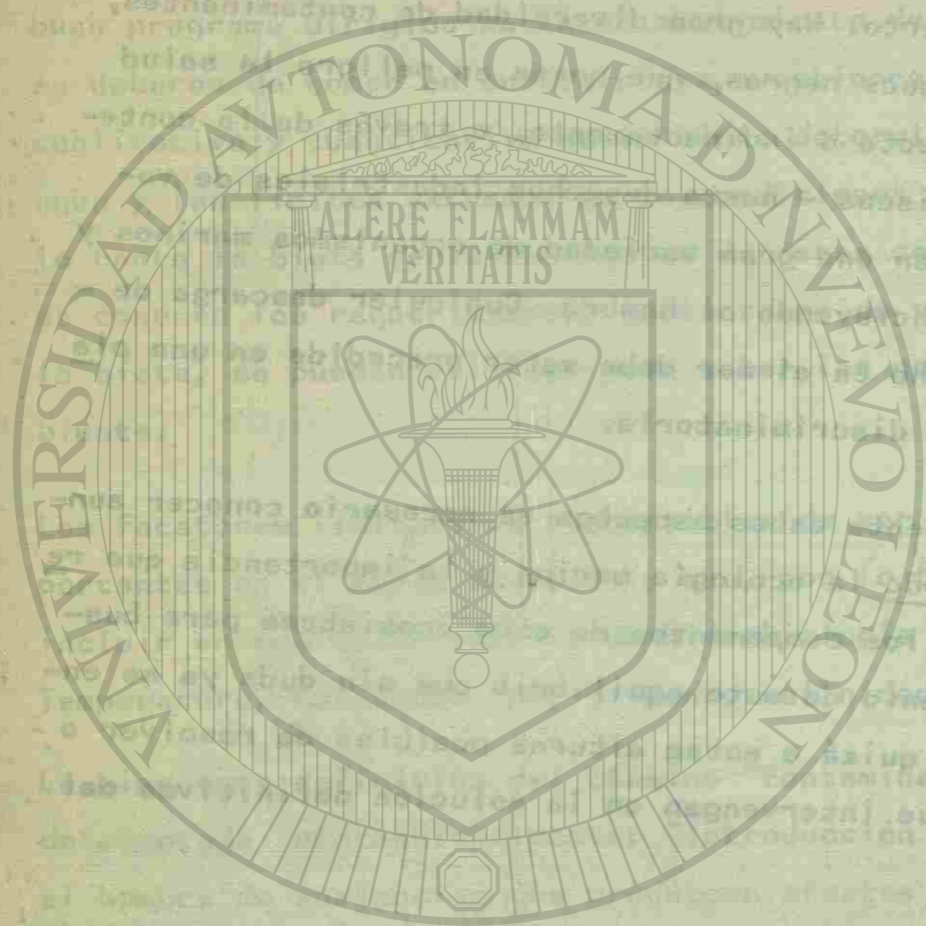
Aunque la densidad de los seres vivos no es en modo alguno uniforme, tal parece que no hay zonas abióticas en el mar. Así, pues, el hábitat marino es mucho más "grueso", al igual que mayor en extensión, que las porciones de la biosfera terrestre y de agua dulce combinada. No cabe duda que la biomasa marina total ("el peso vivo") es mucho mayor que la de las biomásas combinadas de la tierra y del agua dulce.

El mar es continuo, no está separado como lo están los hábitat terrestres y de agua dulce. Todos los mares están conectados. La temperatura, la salinidad, y la profundidad constituyen las barreras principales al movimiento libre de los organismos marinos.

El mar así mismo está en circulación continua: las diferencias de temperatura entre los polos y el ecuador originan fuertes vientos, como los vientos alisios (que soplan constantemente en la misma dirección durante el año entero), - los cuales, juntamente con la rotación de la tierra crea corrientes definidas.

Las principales corrientes actúan a manera de girándulas[®] gigantes, que giran en el sentido de las agujas del reloj en el hemisferio norte, y en sentido contrario en el hemisferio sur.

Un importante proceso llamado upwelling, o corriente ascensional, tiene lugar donde los vientos alejan constantemente agua de la superficie de los acantilados de la costa, llevando así la superficie agua fría rica en elementos nutritivos que



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

que se han estado acumulando en las profundidades. Las áreas marinas más productivas se encuentran generalmente en regiones de corriente ascensional (que se encuentran en gran parte en las costas occidentales) tal como lo demuestran las grandes pesquerías de atún y de sardina frente a Portugal y California y la elevada población de aves comedoras de peces frente a la Costa de Perú, que han estado depositando toneladas innumerables de guano, rico en nitrato y fosfato, en dicha región. Si no fuera por estas corrientes, por las corrientes ascensionales y las corrientes profundas que resultan de diferencias de temperatura y salinidad en el agua misma, los cuerpos y los materiales pasarían con carácter permanente a las profundidades, llevándose elementos nutricios más allá del alcance de los "productores" de las regiones fóticas de la superficie. Así entonces, los elementos nutricios se "pierden" en los sedimentos profundos durante largos períodos. Las corrientes influyen, asimismo, en gran manera sobre los climas de las áreas terrestres. La corriente del Golfo, por ejemplo, templó el clima de Europa noroccidental, y la corriente de Humboldt lleva el fresco casi hasta el Ecuador, a lo largo de la costa occidental de América del Sur.

Los océanos están dominados por olas de diversas clases y por mareas producidas por la atracción de la luna y del sol. Las mareas son especialmente importantes en las zonas del litoral en donde la vida marina es a menudo especialmente variada y densa. Las mareas son la causa principal de las periodicidades marcadas en estas comunidades.

Toda vez que las mareas tienen una periodicidad de aproximadamente 12 horas y media, las pleamares ocurren en la mayoría de los lugares dos veces al día. Llevando unos 50 minutos de retraso en días sucesivos. Cada dos semanas, cuando el sol y la luna están "actuando juntos", la amplitud de las mareas resulta aumentada (se trata de las llamadas mareas vivas, en las que las pleamares son muy altas y las bajamares muy bajas), en tanto que, en el punto medio de cada dos semanas, el margen entre la pleamar y la bajamar tienen su grado mínimo (las llamadas mareas muertas, en que la luna y el sol casi se anulan mutuamente). El margen de las mareas varía desde menos de 30 cm. en mar abierto, hasta 15 m. en determinadas bahías cerradas. Hay muchos factores que modifican las mareas, de modo que los tipos de éstos varían en un lugar a otro en todo el mundo.

La salinidad media o contenido en sal es de 35 partes de sal, en peso, por 1000 partes de agua, 03.5 por 100. En esto suele escribirse: 35 por 1000 (recuérdese que el agua dulce tener una salinidad de menos de 0.5 por 1000). Aproximadamente el 27 por 1000 es cloruro de sodio y la mayor parte del resto consta de sales de magnesio, calcio y potasio. Toda vez que las sales se disocian en iones, la mejor manera de representar la química del mar es como sigue (en parte de 1000):

Iones Positivos		Iones Negativos.	
Sodio	10.7	Cloro	19.3
Magnesio	1.3	Sulfato	2.7
Calcio	0.4	Bicarbonato	0.1
Potasio	0.4	Carbonato	0.007
		Bromuro	0.07

Si la proporción de los radicales permanece virtualmente constante, la salinidad total puede calcularse averiguando el contenido en cloro (que resulta más fácil de verificar que la salinidad total). Así por ejemplo, 19 por 1000 de cloruro se aproxima a 35 por 1000 de salinidad.

Toda vez que la temperatura y la salinidad representan dos de los factores limitativos más importantes en el mar, es instructivo representarlos gráficamente juntos en forma de hidroclimógrafos. La salinidad varía dentro de límites muy angostos en mar abierto, pero varía mucho, en cambio, con las estaciones en las aguas (salobres) de los estuarios, de las bajías y de las desembocaduras de los ríos. Los organismos del mar abierto suelen ser estenohalinos (esto es, tienen límites de tolerancia angostos respecto a los cambios de salinidad; en tanto que los organismos de las aguas salobres cerca de la costa suelen ser eurihalinos.

La mayoría de los organismos marinos tienen un contenido interior de sal similar al del agua de su medio (esto es, son isotónicos con el agua de mar), y de ahí que la osmorregulación no plantee problemas alguno.

La concentración de elementos nutricios disueltos es baja y constituye un factor limitativo importante en relación con el volumen de las poblaciones marinas. Mientras la concentración de cloruro de sodio y de otras sales mencionadas se mide en partes de 1000, los nitratos, fosfatos y otros elementos nutricios están tan disueltos que se miden en partes por 1000 millones.

Microgramos átomos por litro o miligramos átomos por metro cúbico.

Por otra parte, la concentración de estas sales biogénicas vitales varía mucho de un lugar a otro y de una estación a otra. A pesar del hecho de que los elementos nutricios son continuamente arrastrados por el agua hacia el mar, su importancia como factores limitativos no es menor en los medios marinos que en los terrestres o los de agua dulce. La baja concentración de elementos nutricios no indica necesariamente una escasez total toda cada vez que estos materiales están sujetos a tanta "demanda" por parte de los organismos, que pueden ser eliminados de la circulación con la misma rapidez con que son liberados. Como se indicó anteriormente de muchos elementos nutricios, aunque el carbono y el silicio pueden perderse por el depósito de conchas en el fondo del mar. Únicamente en algunos lugares de corriente ascensional vigorosa son los elementos nutricios tan abundantes, en ocasiones, que el fitoplancton no puede agotarlos (esto es, los elementos nutricios no son limitativos).

BIOTA MARINA

La biota marina es variada; por consiguiente, resultaría difícil enumerar grupos "dominantes". Clenterados, esponjas, equinodermos, anélidos y varios filos menores que estén ausentes o pobre-

mente representados en el agua dulce son, en cambio, muy importantes en la ecología del mar. Las bacterias, algas, crustáceos y peces desempeñan un papel dominante en ambos medios acuáticos, con las diatomeas, flagelados verdes y copépodos igualmente abundantes en ambos. La diversidad de las algas (las algas pardas y la roja son principalmente marinas), de crustáceos, moluscos y peces es mayor en el mar. Por otra parte, las plantas de semilla (espermatofitos) revisten poca importancia en el mar, excepto en cuanto a la hierba anguila (*Zostera*) y algunas otras pocas especies en determinadas aguas de la costa. Los insectos están ausentes, excepto de las aguas salobres, siendo los crustáceos los "insectos del mar", en términos ecológicos. La gran riqueza de la biota marina queda bien ilustrada si se compara el plancton del mar con el plancton menos variado del agua dulce.

ZONACION EN EL MAR

La misma clasificación ecológica esbozada en relación con el agua dulce puede aplicarse al mar, excepto en que es costumbre sorvirse de una serie de términos diferentes para los hábitat. Por otra parte, se usa corrientemente un término complementario de "modo de vida" en relación con el mar, esto es, pelágico. La vida pelágica incluye el plancton mas el necton y el neuston (este último es por lo regular poco importante), o sea el conjunto de la vida en el agua abierta. Por regla general, una plataforma continental se extiende a cierta distancia de la costa, y luego baja de repente en forma rápida (el declive continental se extiende a cierta distancia de la costa, y luego baja

de repente en forma rápida (el declive continental) hasta llegar a la región abisal. La zona de agua somera de la plataforma continental es la zona nerítica ("cerca de la costa". Esta zona está lógicamente subdividida en zonas de marea alta, zona intermedia (entre las mareas altas y bajas, llamado también zona litoral), y la zona de marea baja. La región de mar abierto más allá de la plataforma continental se designa como región oceánica: la porción dentro del margen de penetración eficaz de la luz (para la fotosíntesis), y por consiguiente la región "productora", es la zona eufótica, que es el equivalente a la zona limnética del agua dulce. Las vastas regiones del mar más allá de la penetración eficaz de la luz forman la zona batial, de la región del declive continental, y la zona abisal que empieza a 2000 metros de profundidad. Dentro de esta última puede haber enormes "profundidades", más abajo de 6000 metros (estas áreas realmente muy profundas se conocen en ocasiones con el nombre de zona hadal) Bruun (1957 a) ha llamado a la zona abisal la "unidad ecológica mayor del mundo" Esto es, por supuesto, un ecosistema incompleto, a pesar de su extensión, porque la fuente primaria de la energía queda muy arriba de ella en la zona eufótica. El piso del océano no es liso; en efecto, hay numerosos cañones, trincheras y "montañas" submarinas accidentadas. Estudios recientes han demostrado que grandes avalanchas submarinas modifican periódicamente estos cañones.

Dentro de estas zonas primarias, basadas en gran parte en factores físicos, suelen ser manifiestas, a partir de la distribución de las comunidades, una zonación secundaria bien marcada, tanto horizontal como vertical. Las comunidades en cada una de

Las zonas primarias excepto la eufótica, suelen tener dos elementos componentes verticales más bien distintos; esto es, el béntico, o habitantes del fondo (bentos) y el pelágico. Lo mismo que en los grandes lagos, las plantas productoras del mar, se presentan en tipos pequeños, esto es, en el fitoplancton microscópico, aunque grandes hierbas marinas (algas multicelulares) son también importantes en determinadas áreas limitadas. Los consumidores primarios son, por consiguiente, en gran parte, el zooplancton. Los animales mayores se alimentan bien de plancton o son carnívoros. Hay solamente muy pocos animales grandes estrictamente herbívoros, que correspondan al ganado y a los caballos terrestres.

El mar, en contraste tanto con la tierra como con el agua dulce, contiene un grupo variado e importante de animales sésiles (adheridos), muchos de los cuales tienen aspecto de plantas (como se indica con nombres corrientes como los de "anémona marina" - "trinitaria marina", etc.). La zonación de estos animales en el fondo del mar es a menudo tan llamativa como la zonación de los árboles en una montaña (como se indicará en las secciones subsiguientes) y, para llevar la analogía un paso más adelante, proporcionan abrigo y muchos organismos más pequeños, como lo hacen las plantas en la tierra. El comensalismo y el mutualismo son acciones recíprocas, extendidas e importantes entre muchas especies marinas. Los animales marinos adheridos, y el bentos en general, suelen tener una etapa pelágica como parte de su ciclo vital. Por consiguiente, desde el punto de vista de la comunidad, más que constituir un tipo de comunidad especial en sí mismo, la vida béntica forma parte de las comunidades zonales. Sin embargo, a causa de su estabilidad, los organismos bénticos proporcionan una buena base para la clasificación de las zonas.

AGUAS DE ESTUARIO

El estuario (aestus, marea) es una boca de río en donde la acción de la marea produce una mezcla de aguas saladas y dulces. Las bahías poco profundas, los pantanos de marea y las extensiones de agua detrás de las playas que actúan como barrera están incluidas en el concepto de "aguas de estuario", el agua de estuario o salobre, puede clasificarse como oligohalina, mesohalina o polohalina, según el promedio de salinidad. Pero esto no constituye, con todo, más que un aspecto, porque la salinidad en cualquier lugar varía durante el día, durante el mes y durante el año. Las fuertes corrientes son, asimismo, características de este medio. La variabilidad es una característica básica y los organismos que viven en este hábitat han de contar con tolerancias muy amplias.

Aunque la salinidad y otras condiciones son intermediarias entre el agua dulce y el mar, la mayoría de todos los organismos estrictamente acuáticos es de origen marino, siendo las aportaciones del agua dulce menos importantes. Sin embargo, los componentes semiacuáticos (hierbas de pantano, mamíferos, etc.), que pueden llegar a ser muy importantes, provienen de la biota terrestre y del agua dulce. Los estuarios resultan ser a menudo más productivos que el mar o el agua dulce adyacentes, por lo visto a causa de la "trampa nutricia" producida por la mezcla de aguas de distintas salinidades y de la acción favorable de las corrientes alternas de marea, que transportan elementos nutritivos, esto es, alimentos y materiales de desecho. El tipo y la extensión de los estuarios depende de la fisiografía de la costa, del substrato y de la amplitud de las mareas. Intervienen tres unidades de producción distintas en la fijación primaria de energía. Una parte pequeña de la hierba de pantanos es consumida viva por insectos y otros herbívoros terrestres, pero es consumi-

las zonas primarias excepto la eufótica, suelen tener dos elementos componentes verticales más bien distintos; esto es, el béntico, o habitantes del fondo (bentos) y el pelágico. Lo mismo que en los grandes lagos, las plantas productoras del mar, se presentan en tipos pequeños, esto es, en el fitoplancton microscópico, aunque grandes hierbas marinas (algas multicelulares) son también importantes en determinadas áreas limitadas. Los consumidores primarios son, por consiguiente, en gran parte, el zooplancton. Los animales mayores se alimentan bien de plancton o son carnívoros. Hay solamente muy pocos animales grandes estrictamente herbívoros, que correspondan al ganado y a los caballos terrestres.

El mar, en contraste tanto con la tierra como con el agua dulce, contiene un grupo variado e importante de animales sésiles (adheridos), muchos de los cuales tienen aspecto de plantas (como se indica con nombres corrientes como los de "anémona marina" - "trinitaria marina", etc.). La zonación de estos animales en el fondo del mar es a menudo tan llamativa como la zonación de los árboles en una montaña (como se indicará en las secciones subsiguientes) y, para llevar la analogía un paso más adelante, proporcionan abrigo y muchos organismos más pequeños, como lo hacen las plantas en la tierra. El comensalismo y el mutualismo son acciones recíprocas, extendidas e importantes entre muchas especies marinas. Los animales marinos adheridos, y el bentos en general, suelen tener una etapa pelágica como parte de su ciclo vital. Por consiguiente, desde el punto de vista de la comunidad, más que constituir un tipo de comunidad especial en sí mismo, la vida béntica forma parte de las comunidades zonales. Sin embargo, a causa de su estabilidad, los organismos bénticos proporcionan una buena base para la clasificación de las zonas.

AGUAS DE ESTUARIO

El estuario (aestus, marea) es una boca de río en donde la acción de la marea produce una mezcla de aguas saladas y dulces. Las bahías poco profundas, los pantanos de marea y las extensiones de agua detrás de las playas que actúan como barrera están incluidas en el concepto de "aguas de estuario", el agua de estuario o salobre, puede clasificarse como oligohalina, mesohalina o polohalina, según el promedio de salinidad. Pero esto no constituye, con todo, más que un aspecto, porque la salinidad en cualquier lugar varía durante el día, durante el mes y durante el año. Las fuertes corrientes son, asimismo, características de este medio. La variabilidad es una característica básica y los organismos que viven en este hábitat han de contar con tolerancias muy amplias.

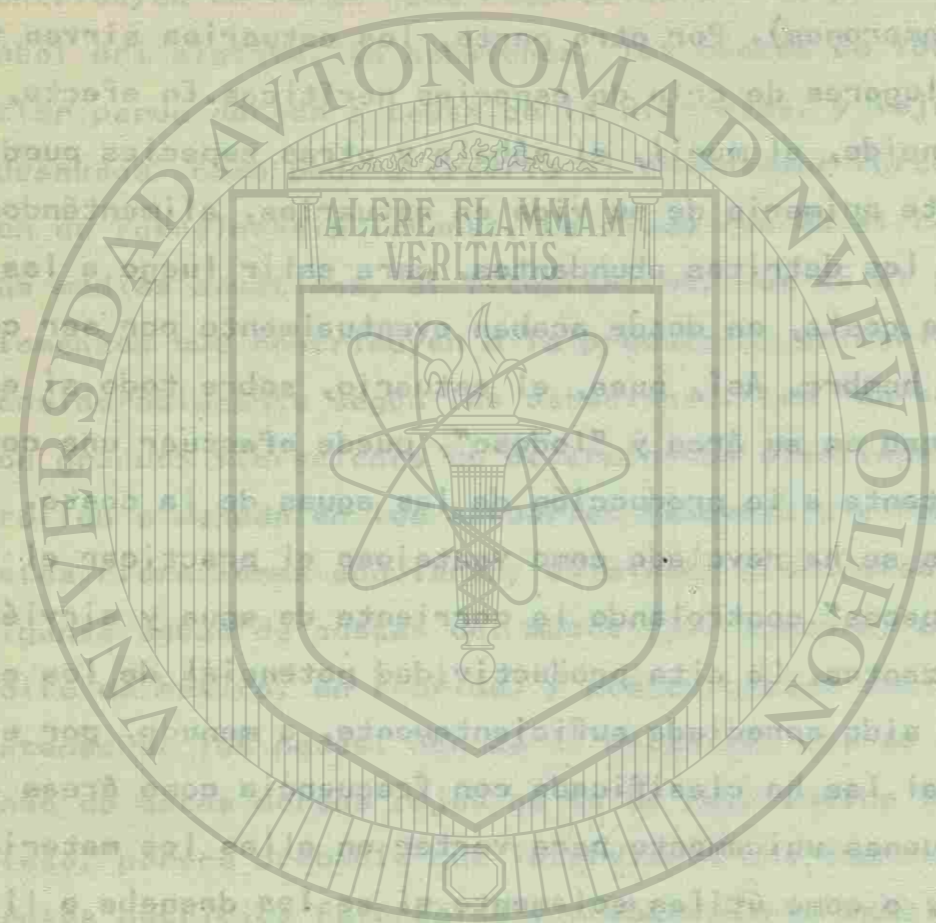
Aunque la salinidad y otras condiciones son intermediarias entre el agua dulce y el mar, la mayoría de todos los organismos estrictamente acuáticos es de origen marino, siendo las aportaciones del agua dulce menos importantes. Sin embargo, los componentes semiacuáticos (hierbas de pantano, mamíferos, etc.), que pueden llegar a ser muy importantes, provienen de la biota terrestre y del agua dulce. Los estuarios resultan ser a menudo más productivos que el mar o el agua dulce adyacentes, por lo visto a causa de la "trampa nutricia" producida por la mezcla de aguas de distintas salinidades y de la acción favorable de las corrientes alternas de marea, que transportan elementos nutritivos, esto es, alimentos y materiales de desecho. El tipo y la extensión de los estuarios depende de la fisiografía de la costa, del substrato y de la amplitud de las mareas. Intervienen tres unidades de producción distintas en la fijación primaria de energía. Una parte pequeña de la hierba de pantanos es consumida viva por insectos y otros herbívoros terrestres, pero es consumi-

da por organismos marinos en forma de detritos. Las algas que viven del barro y en el barro quedan expuestas con cada marea contribuyen en forma nada despreciable a la producción primaria total del sistema. En ocasiones, los bancos de lodo tienen un color pardo dorado a causa de la diatomeas, y lejos de estar "desnudos" como podría creerlo el observador fortuito, son lugares de fotosíntesis intensa. Lo mismo que en el caso de los demás medios acuáticos, el fitoplancton, que es el tercero de los elementos que contribuyen a la producción primaria, puede variar considerablemente según las estaciones. Las "mareas rojas", que son grandes floraciones de determinados dinoflagelados, se desarrollan a menudo en los estuarios (Ragotzkie y Pomeroy, 1957). Estas floraciones adquieren, asimismo, proporciones enormes en algunas aguas de costas del mundo (por ejemplo, a lo largo del Golfo de México, en Florida) y pueden causar una destrucción extensa de los peces. Aunque el mecanismo que se encuentra a la base de estas mareas rojas no se ha comprendido todavía por completo, parece probable que intervienen una acumulación de elementos nutricios favorables y probablemente también, substancias orgánicas de desarrollo (qué, como es sabido, son necesarias para los dinoflagelados).

Cuando una bahía o una boca de río queda temporalmente separada del mar por una barrera de arena, la salinidad podrá eventualmente subir mas arriba de la del mar abierto, a causa de la evaporación. Las pocas especies de los estuarios susceptibles de tolerar semejantes salinidades elevadas pueden hacerse en tal caso muy abundantes. Resulta interesante observar que la comunidad que se desarrolla en estos casos no está emparentada en ab-

soluto con la comunidad salobre de la mosca enana de los lagos salados interiores.

Los estuarios pueden producir peces y otros alimentos marinos - (ostras, camarones). Por otra parte, los estuarios sirven también como lugares de cría de especies neríticas. En efecto, el camarón peneide, el mugil, el sábalo y otras especies pueden pasar la parte primaria de su vida en estuarios, alimentándose del plancton y los detritos abundantes, para salir luego a las aguas frente a la costa, en donde acaban eventualmente por ser cosechados por el hombre. Así, pues, el estuario, sobre todo si es somero, extenso en su área y "lodoso", puede efectuar una contribución importante a la producción de las aguas de la costa. En algunas áreas se ha revelado como ventajoso el practicar el "cultivo de los peces" controlando la corriente de agua y sirviéndose de fertilizantes. La alta productividad potencial de los estuarios no ha sido apreciada suficientemente, a menudo, por el hombre, el cual las ha clasificado con frecuencia como áreas sin "valor" y buenas únicamente para verter en ellas los materiales de desecho, o como útiles solamente si se les drenaba o llenaba y si se cultivaba en ellos alguna planta terrestre de cosecha. Si se consideran muy detenidamente los costos elevados de tales cambios, podrá ser que la utilización al estado natural sea preferible, especialmente toda vez que el alimento marítimo es un elemento de dieta que las hortalizas no pueden reemplazar. ®



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Temperatura.— El agua posee ciertas propiedades físicas que le hace tener características térmicas únicas. El agua presenta un calor específico alto, el calor latente de evaporación mas alto conocido, mayor densidad a 4°C con lo que aumenta de volumen, haciendose mas ligera, arriba como abajo de esta temperatura. El agua es un material muy termoestable, evitando por sus propiedades los grandes cambios de temperatura así como reduciendo en gran medida la velocidad de los cambios que pudieran sucederse en la misma.

La temperatura limita la distribución de los organismos, así como su índice de actividad y si es cierto la mayoría de los organismos efectúan sus actividades vitales entre 0°C a 40°C hay algunos que pueden tolerar temperaturas menores a 0°C y otras como algunas bacterias y algas verde azul pueden vivir en fuentes termales a temperaturas de 70°C.

Sin embargo como los medios acuáticos son muy constantes en su temperatura los organismos que allí viven son muy sensibles a los cambios por pequeños que estos sean.

Puesto que la temperatura traduce movimiento molecular y por lo tanto limita las reacciones químicas regulando la velocidad de crecimiento y metabolismo así como la migración del biota, la distribución y cantidad de oxígeno e incluso puede actuar como agente letal o aumentar la toxicidad de varios contaminantes. La gran mayoría de los organismos acuáticos son estenotermos, teniendo tolerancias muy angostas a los cambios de temperatura. La descomposición de desechos vertidos a corrientes o lagos, la adhesión de aguas industriales que se han utilizado en enfriamiento o bien algun otro tipo de contaminante, puede alterar la temperatura del medio, así como las relaciones de los organismos que en el viven.

Un lago como cualquier otro ecosistema acuático pueden presentar una estratificación térmica. Un epilimnio o capa superior que suele tener mayor temperatura. Termoclino o capa de separación y el hipolimnio o capa inferior que tiene menor temperatura.

Turbiedad.— La turbiedad o grado de transparencia del agua puede ser ocasionado por la cantidad de sólidos en suspensión y la abundancia de ploncton. El grado de turbidez nos indicará sin lugar a duda el aumento o disminución de material en suspensión; materiales que pueden ser de distintos orígenes como el arrastre por precipitación pluvial, desechos industriales (petróleo, sustancias químicas

cuprimas, etc.), desechos urbanos (aguas negras, detergentes, aceites, etc.) etc. El aumento de organismos planctónicos, fracrea como consecuencia un aumento en la turbiedad que en este caso será un indicador del aumento de la productividad. Para la biota la turbiedad es de gran importancia, ya que determina el grado de penetración de la luz necesaria para la fotosíntesis.

pH.— El pH representa el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno $-pH = \log (H^+)$ — con lo que su valor está en función de la concentración de iones hidrógeno en un medio determinado.

En los ecosistemas acuáticos el pH del agua es función del bioxido de carbono disuelto, el cual es utilizado en la fotosíntesis y devuelto al medio en la respiración. El bioxido de carbono disuelto, el cual es utilizado en la fotosíntesis y devuelto al medio en la respiración. El bioxido de carbono (CO_2) entra en combinación química con el agua para formar ácido carbónico (H_2CO_3) el cual reacciona a su vez con las piedras calizas disponibles, formando carbonatos ($-CO_3$) y bicarbonatos ($-HCO_3$). Estos compuestos además de proporcionar una fuente de elementos nutricios, ayudan a mantener la concentración de iones hidrogenos cerca del punto neutro.

Por lo tanto el pH es proporcional al cambio de CO_2 y en consecuencia un indicador útil de la intensidad del metabolismo de la comunidad. (Las aguas con pH bajo —"ácidas"— son por lo general pobres en elementos nutricios).

El aumento de materia orgánica en este medio traerá como consecuencia un aumento de pH, con lo que los cambios de pH pueden ser indicadores de contaminación.

Salinidad.— Otro factor de gran importancia, puesto que puede llegar a ser limitativo es la salinidad (concentración de nitratos, fosfatos, calcio y otras sales).

Los organismos de agua dulce han de resolver un problema concreto, la osmorregulación, puesto que la concentración de sales es mayor en los líquidos internos y células del cuerpo que en el medio circundante, el agua tiende a penetrar al cuerpo por osmosis. Los animales de agua dulce, tales como los protozoarios con sus membranas celulares tan delgadas, y los peces con sus agallas, han de disponer de medios eficaces para excretar el agua (vacuolas contráctiles y ríñones respectivamente), en otro caso, el cuerpo se hincharía y reventaría; por otro lado los organismos marinos presentan el problema inverso puesto que la concentración de sales en el medio externo es muy grande resolviéndose en los

diferentes grupos del biota de diferente manera. Así las dificultades relativas a la osmorregulación, explican, al menos en parte la distribución de los organismos, y el porqué, un gran número de organismos marinos (estenohalinos) no haciendo capaces de invadir el medio de agua dulce, sin embargo, encontramos organismos (eurihalinos), como algunos peces (el salmón), las aves y los mamíferos marinos que son capaces de desplazarse en ambos medios (agua dulce y salada).

Así unos organismos se han especializado a vivir en áreas de alta concentración de sales (mar) otros en un rango medio (estuarios) y otros, los que se les ha dado a llamar de agua dulce, en un rango de salinidad bajo. El mar con una concentración de 30 a 36% es el bioma con mas alta concentración de sales.

Oxígeno.— El oxígeno es un gas necesario para la vida ya que interviene directamente en el metabolismo de las diferentes formas de vida. En el medio marino la cantidad de oxígeno se mantiene en una cantidad mas o menos uniforme, sin embargo no sucede así en esteros, lagos o estanques, quedando sujeta la cantidad de este gas a diferentes factores.

La provisión de oxígeno al medio acuático puede ser solo a partir de dos fuentes a saber; por difusión del oxígeno del aire circulante y de la fotosíntesis de los vegetales, con lo que la cantidad y distribución de éste queda sujeta a estos factores y otros que se relacionan íntimamente (temp. luz, turbiedad, pH, etc.) la cantidad de oxígeno varía de un lugar a otro atendiendo las características propias de cada medio. En un lago podemos encontrar una estratificación bien marcada con diferentes valores de concentración de este gas; una capa superior o epilimnio, que presentaría una mayor abundancia de oxígeno debido a la presencia de organismos planctónicos capaces de efectuar la fotosíntesis y por el movimiento a que está sometido por el aire, una capa intermedia o de transición llamada termocline que será el límite del epilimnio y una capa inferior o hipolimnio que debido a que está fuera del alcance de la luz, así como de los efectos del movimiento del aire (al menos por ciertos períodos), reduce en gran proporción la cantidad de oxígeno.

La contaminación del medio por materiales que impiden la difusión del oxígeno como el petróleo y sus derivados, aceites, y otros desechos industriales, así como desechos que sedimentan aumentando con su descomposición la demanda de oxígeno, pueden alterar cualquier ecosistema, dejando inútil en muchos aspectos.

MATERIAL UTILIZADO EN LOS MUESTREOS DE CAMPO Y ALGUNAS DETERMINACIONES.

Para muestras de agua de fondo y media profundidad

Botella de Vand Holff.

Profundidad

Lastra

Temperatura

Termometro

Turbiedad

Disco de Secchi

Cinta Métrica

pH

Tabla con escala de colores (liquido color standards. Protec from free zinc)

Reactivo (azúl de timol).

Oxigeno disuelto.

Analizador de O_2 (PS precision scientific-salvenic celloxxygen analyzer)

Botellas tapón esmerilado (3 c/estación)

Burbujeador.

Reactivos (Ac. sulfúrico, Acida de Sodio)

Salinidad.

Refractómetro (American optical corp.)

Frascos pequeños (3 c/estación)

Muestras de plancton

Red de plancton

frascos 250 mls. (1 c/estación)

formol al 4%

Hojas de campo

Lencha

LITERATURA CONSULTADA.

Eugene P. Odum

Odum, p. Eugene (1972)

Ecología

Nueva Ed. Interamericana S.A. de C.V. 3a. Edición.

Cadro núm 512 México 4, D.F., México

Clarence Cottam, Director—Welder Wildlife

Foundation, Sinton, Texas, y Clarence M.

Terzwell, Chief of Aquatic Biology

Roberto A. Taft Sanitary Engineering Center

U.S. Public Health Service.

Cincinnati, Ohio.

Investigaciones necesarias par el establecimiento de un criterio de calidad del agua para la vida acuática.

Traducido por: Q.B.S. Larrea R. y Q.B.F. Brizuela A. de Biological Problems in Water Pollution Transactions of the 1959 Summer

U.S. Department of Health Education, and Welfare

Robert A. Taft Sanitary Engineering Center.

Technical Report W 60-3 pp. 226-232.

22-IV-64

Editado por:

Dirección General de Pesca e Industrias Conexas

Departamento de Investigaciones Industriales y Económicas

Laboratorio Químico de Tecnología Pesquera.

México.

THORSON G. 1971.- Introducción a la Biología Marina. Ed. Biblioteca para el Hombre Actual, 256 pp.

PERES J.N. 1968.- La Vida en el Océano. Ed. Martínez Roca S.A. Barcelona 190 pp.

KORRINGA P. 1972.- Marine Pollution and its Biological - - Consequences. Mem. IV Congr. Nac. Ocean. (Mexico) 301-309 pp.

REHDER. H.A. 1954.- Mollusks, En: Gulf of Mexico. Its Origin, Waters, and Marine Lige. U.S. Dept. Interior Fisa and Wild Life Serv. Fishery Bull. 89: 469-474.

BIOLOGIA DE LAS COMUNIDADES PLANCTONICAS, CLASIFICACION, ZOOPLANCTON, FACTORES AMBIENTALES DE CONTROL, FITOPLANCTON.

POR EL BIOL. ADOLFO GONZALEZ CASTILLO

El plancton en el mar, en agua corriente (lóticas) y estancadas (lenticas), de los tres mas importantes es el plancton marino por los enormes volúmenes de microorganismos vegetales y animales que lo constituyen, denominados fitoplancton y zooplancton respectivamente.

El plancton esta constituido por organismos flotantes cuyos movimientos dependen más o menos de las corrientes y son incapaces de determinar su posición horizontal, aunque algunos si pueden colocarse en sentido vertical o sea que en conjunto no se mueven contra corrientes apreciables. Muchos animales son plactonicos en sus primeras fases de desarrollo y en la siguientes forman parte del necton o del bentos (camarones, cangrejos, peces, etc.)

Las bacterias han sido clasificadas entre las plantas porque constituyen un eslabón importante en la cadena alimenticia marina.

El número de bacterias oscila entre menos de diez a mas de un millón por mililitro en el oceano abierto son menos numerosas, y a grandes profundidades (más de milímetros) hay tan solo unas cuantas por litro. Las bacterias se fijan a las superficies sólidas materia orgánica muerta (detritus) y la descomponen convirtiéndola en nutrientes vegetales y por otra parte transforman la materia orgánica disuelta en sustancias celulares propias de las bacterias que pueden ser asimiladas por otros organismos marinos, desde los protozoarios hasta los que están más arriba en cadena alimenticia.

Algunas especies de bacterias son perjudiciales para la economía del mar y para el hombre; descomponen la madera sumergida, contribuyen a la corrosión del hierro del cemento y de las estructuras de acero. Algunas provienen de la polución ocasionada por el desague de las cloacas y al encontrarse en grandes cantidades hacen peligroso bañarse en esas aguas o contaminan mejillones, ostras y otros animales haciendo peligroso su consumo.

El plancton de agua dulce (Welch 1952, Penak 1946, Davis 1955) incluye representantes de las algas fotosintéticas, Bacillariacea (diatomeas) Myxophyceae (algas azul verde), Chlorophyceae (verdes), y ocasionalmente otras formas como Wolffia entre las plantas superiores. Las bacterias no fotosintéticas y otros hongos;

Gonzales (1973) menciona que

THORSON G. 1971.- Introducción a la Biología Marina. Ed. Biblioteca para el Hombre Actual, 256 pp.

PERES J.N. 1968.- La Vida en el Océano. Ed. Martínez Roca S.A. Barcelona 190 pp.

KORRINGA P. 1972.- Marine Pollution and its Biological - - Consequences. Mem. IV Congr. Nac. Ocean. (Mexico) 301-309 pp.

REHDER. H.A. 1954.- Mollusks, En: Gulf of Mexico. Its Origin, Waters, and Marine Lige. U.S. Dept. Interior Fisa and Wild Life Serv. Fishery Bull. 89: 469-474.

BIOLOGIA DE LAS COMUNIDADES PLANCTONICAS, CLASIFICACION, ZOOPLANCTON, FACTORES AMBIENTALES DE CONTROL, FITOPLANCTON.

POR EL BIOL. ADOLFO GONZALEZ CASTILLO

El plancton en el mar, en agua corriente (lóticas) y estancadas (lenticas), de los tres mas importantes es el plancton marino por los enormes volúmenes de microorganismos vegetales y animales que lo constituyen, denominados fitoplancton y zooplancton respectivamente.

El plancton esta constituido por organismos flotantes cuyos movimientos dependen más o menos de las corrientes y son incapaces de determinar su posición horizontal, aunque algunos si pueden colocarse en sentido vertical o sea que en conjunto no se mueven contra corrientes apreciables. Muchos animales son plactonicos en sus primeras fases de desarrollo y en la siguientes forman parte del necton o del bentos (camarones, cangrejos, peces, etc.)

Las bacterias han sido clasificadas entre las plantas porque constituyen un eslabón importante en la cadena alimenticia marina.

El número de bacterias oscila entre menos de diez a mas de un millón por mililitro en el oceano abierto son menos numerosas, y a grandes profundidades (más de milímetros) hay tan solo unas cuantas por litro. Las bacterias se fijan a las superficies sólidas materia orgánica muerta (detritus) y la descomponen convirtiendola en nutrientes vegetales y por otra parte transforman la materia orgánica disuelta en sustancias celulares propias de las bacterias que pueden ser asimiladas por otros organismos marinos, desde los protozoarios hasta los que están más arriba en cadena alimenticia.

Algunas especies de bacterias son perjudiciales para la economía del mar y para el hombre; descomponen la madera sumergida, contribuyen a la corrosion del hierro del cemento y de las estructuras de acero. Algunas provienen de la polución ocasionada por el desague de las cloacas y al encontrarse en grandes cantidades hacen peligroso bañarse en esas aguas o contaminan mejillones, ostras y otros animales haciendo peligroso su consumo.

El plancton de agua dulce (Welch 1952, Penak 1946, Davis 1955) incluye representantes de las algas fotosintéticas, Bacillariacea (diatomeas) Myxophyceae (algas azul verde), Chlorophyceae (verdes), y ocasionalmente otras formas como Wolffia entre las plantas superiores. Las bacterias no fotosintéticas y otros hongos;

Gonzales (1973) menciona que

y entre el zooplancton, todas las clases de protozoarios excepto Sporozoa, Rotatoria, Entomostraca (especialmente Cladocera, Copepoda y Ostracoda) algunos dipteros inmaduros, los estatoblastos y gemulas de briozoarios y esponjas, las raras medusas de agua dulce, Craspedacusta, y ocasionalmente arañas acuáticas, gastroticos y otros. El plancton de agua dulce carece de muchas formas comunes en las aguas de los océanos. Por otra parte, los rotíferos, insectos acuáticos y arañas acuáticas están ausentes del mar, y los cladocera están pobremente representados. Es probable que el plancton evolucionó de formas bentónicas. Las formas que se encuentran cerca de la orilla (Ruttner 1953), y muchas especies de los grupos mencionados arriba, notablemente Ostracoda y Rotatoria son todavía bentónicas en su comportamiento.

Las algas de agua dulce pueden variar en número desde cientos o miles hasta un millón por litro; los rotíferos y entomostracos, desde menos de diez a cientos por litro (Fig. 0)

Distribución.- Muchas especies del plancton son de amplia distribución mundial, particularmente aquellas que existen en los grandes lagos, la distribución cosmopolita y los muchos tipos primitivos de la comunidad planctónica indica que su origen es muy antiguo. Algunos miembros del plancton, sin embargo, tales como las especies del género Pseudodiaptomus, tienen una distribución muy limitada.

El plancton que se encuentra en los lagos de tamaño mediano y pequeño es rara vez de una a tres especies de copépodos, dos a cuatro especies de cladoceros y tres a siete especies de rotíferos, aunque las especies cambian de un tiempo a otro del año. Es también raro encontrar más de una especie del mismo género al mismo tiempo. Cuando existen ahí dos, una de ellas es más abundante que la otra. Es común encontrar que 80% más de todos los copépodos limnéticos (de los lagos) pertenecen a una sola especie, y el 64% de todos los rotíferos a una sola especie (Pennak 1957).

En cualquier lago la distribución horizontal del plancton puede ser irregular por las corrientes de agua, corrientes de los ríos, la irregularidad de la orilla, o la multiplicación de una especie particular en áreas locales. Las variaciones verticales en la composición y abundancia de especies es aún más impresionante. Las algas con clorofila requieren luz y son las más numerosas en el estrato superior aunque las diatomeas comúnmente existen a grandes profundidades

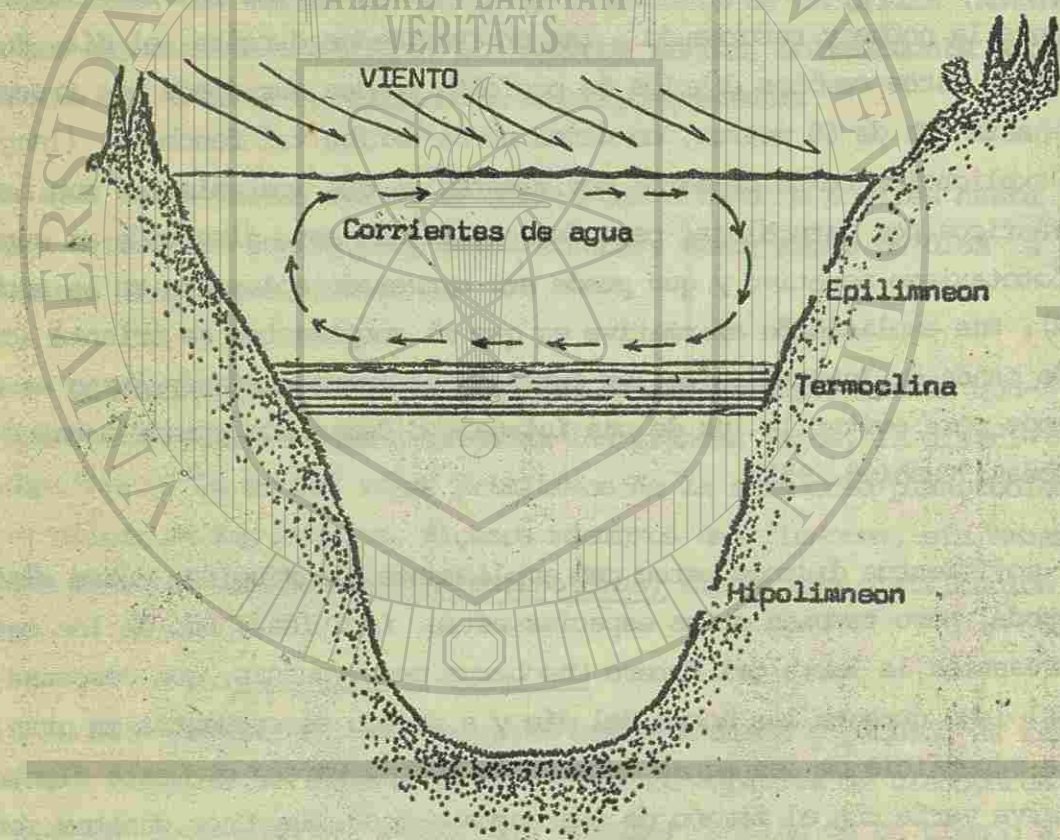
(Frieteh 1931). La distribución vertical del zooplancton varía ampliamente con las especies, pero es afectado por la luz, alimento, gravedad, gases disueltos, especialmente el oxígeno y la estratificación termal. Unos cuantos miembros del zooplancton existen en el hipolimneo (agua de abajo de un lago) de los lagos eutróficos durante el verano en el período de estancamiento, pero existen en todas las profundidades durante el retorno de la primavera y el otoño.

Movimiento durante el día.- Varias especies del zooplancton exhiben migraciones verticales pronunciadas, moviéndose hacia arriba a los estratos superficiales durante la noche y retornando a las profundidades durante el día. En algunos ejemplos estos cambios diarios de posición pueden ser desde una fracción de metro hasta más de 60 metros, en otros no se exhibe tal fenómeno (Langford 1938). Una explicación común de estos movimientos es que los animales son negativamente geotácticos por naturaleza, pero durante el día esta dirección es suprimida por un fototaxismo negativo y que puede ser expresado solamente en la noche (Parker 1902). Una explicación afirmativa es que el zooplancton se orienta activamente a una banda de intensidad de luz óptima y se mueve arriba y abajo en diferentes tiempos para evitar la luz de una intensidad demasiado grande o una demasiado pequeña (Cushing 1951).

Los movimientos diurnos están más ampliamente distribuidos entre cladocera y copepoda, pero también otras especies están incluidas. Uno de los casos más interesantes es la larva del díptero Chaoborus punctipennis, que descansa en el fondo del lago durante las horas del día y a menudo se encuentra en gran cantidad en la superficie de las aguas durante la noche. Parece que esta fluctuación de la larva varía con el tamaño de sus sacos aéreos. Hay unos cuantos rotíferos, Mysis entre los amalostrácos y Ceratium entre los mastigóforos, en los cuales se ha demostrado los movimientos diurnos y nocturnos (Pennak 1944).

Distribución Estacional.- Las diferentes especies de placton varían en su respuesta a los cambios estacionales en la naturaleza física y química del agua, en el número de generaciones por año y el tiempo de aparición. En conformidad hay una marcada variación estacional en el número durante el año. En lagos grandes y profundos una población máxima existe entre Abril y principios de junio y un mínimo en agosto, un segundo máximo a fin de septiembre y octubre y anualmente un mínimo a fin del invierno Febrero o Marzo. Sin embargo no todas las especies siguen este ritmo; algunas especies alcanzan gran abundancia durante

La termoclina es la zona en donde la temperatura decrece más rápido de 1° C hasta 7° C por metro. En Otoño la superficie del agua se enfría, la termoclina cae más — abajo y el epilimneon aumenta en espesor.



Corrientes de agua y significado termal en un lago profundo.

el verano en general o durante el invierno.

Una especie puede también exhibir incrementos alternados y decrecer la población en otros tiempos; estos, también como las fluctuaciones en el plancton total se llaman pulsos. En tiempos, especialmente durante el verano cuando el agua está caliente una forma algal, la mayoría especies azul-verde, pueden ser tan abundantes que cecoloran el agua; estas irrupciones son conocidas como floración. La muerte descomposición y destrucción de tales masas de vegetación pueden agotar el abasto de oxígeno con la consecuente mortalidad de peces y otros animales (en casos de contaminación es el oxígeno el primer factor que debe tomar en cuenta). En algunos casos las algas producen tóxicos químicos para los animales.

Las formas en la cual los factores ambientales de control y otros cambios estacionales actuan en la población no son del todo claramente entendidas, pero es significativo que la máxima en el total del placton de los lagos profundos a menudo es en los tiempos de dos ciclos anuales, tiempos en que el alimento y el oxígeno estan ampliamente distribuidos en todas las profundidades. Pero la curva bimodal puede también ser encontrada en lagos someros y es tanques que no poseen termoclimas. En pequeños lagos sin embargo, hay gran irregularidad y uno, dos, tres o ninguna máxima puede ocurrir en varios tiempos del año (Pennak 1946). Los períodos de abundantes lluvias, que significan un incremento en el drenaje de nutrientes en un lago, puede ser un factor de importancia en la producción máxima; los cambios estacionales en la temperatura del agua y la tensión de oxígeno son ciertamente importantes.

Parece que no hay relación entre los pulsos del fitoplancton de red y el zooplancton sugiriendo una dependencia exclusiva de los últimos sobre los primeros.

Sverdrup, H.U., Martin W. Johnson and Richard H. Fleming 1942. Los oceanos
Prentice Hall, Inc., New York: I-X, 1-1087.

Welch, Paul S.

1948 Limnological Methods Mc. Grow Hill Book Co., Inc. Blakiston Div., Philadel-
phia 1- XVIII, 1-381.

Ballantine, Dorothy.

1953. Comparison of the different methods of estimating nanoplankton.

J. Mar. Biol. ASSOC. V.K. 32: 129-147.

La red puede ser arrastrada por un bote en la superficie y sumergida a cualquier profundidad por medio de pesas pegadas a la línea de arrastre.

Desde la profundidad a la cual el plancton se encuentra y que varía con la hora del día, las muestras verticales a todas las profundidades se prefieren al arrastre horizontal. La composición de las poblaciones de plancton a diferentes horas del día o en diferentes áreas, son las mejores en términos de unidad de área superficial. La red de plancton Wisconsin está especialmente diseñada para este propósito. Redes cerradas o trampas pueden ser hechas de manera que pueden ser bajadas a la profundidad deseada y entonces cerradas para subirlas a la superficie. Esto facilita al investigador determinar a que profundidad los organismos se encuentran.

El muestreador Kemmerer es utilizado ampliamente para conseguir volúmenes conocidos de agua desde profundidades medidas, para plancton o para análisis químicos. El nanoplankton (plancton enano) el cual pasa a través de las redes más finas, necesita ser filtrado o ser centrifugado para medidas cuantitativas (Ballantine 1953).

El plancton es ordinariamente contado con el uso de una celda Sedgwick-Rafter que contiene exactamente un centímetro cúbico (10x20x1 mm) y el número presente es calculado por unidad de volumen o área superficial del estanque o laguna. El volumen del agua filtrada es igual al área de la abertura de la red y la distancia del arrastre. La eficiencia de tales redes depende de la fuerza de la malla, la rapidez con que es arrastrada y la abundancia de organismos presentes. Las redes de malla fina ofrecen resistencia al flujo del agua, la cual es además inhibida cuando los poros son obstaculizados con organismos, de ma-

METODO DE COLECTA DE PLANCTON

Las redes de plancton son hechas de tela de seda o cedazo; el número 20 o 25 es ordinariamente la mas fina de las mallas usadas. Las redes de arrastre son hechas con un costal cónico pegado a una armazón de alambre, a la cual la cuerda de arrastre está pegada por medio de cordones. Las colectas pueden ser removidas volteando la red al interior de un frasco de agua o los organismos pueden ser concentrados en un vaso atorinillado a la punta del cono.

Para el plancton de superficie basta usar la red de plancton como un tamiz y ponerlo en una cantidad conocida de agua, la red puede ser arrastrada por un bote en la superficie y sumergida a cualquier profundidad por medio de pesas pegadas a la línea de arrastre.

Desde la profundidad a la cual el plancton se encuentra y que varía con la hora del día, las muestras verticales a todas las profundidades se prefieren al arrastre horizontal. La composición de las poblaciones de plancton a diferentes horas del día o en diferentes áreas, son las mejores en términos de unidad de área superficial. La red de plancton Wisconsin está especialmente diseñada para este propósito. Redes cerradas o trampas pueden ser hechas de manera que pueden ser bajadas a la profundidad deseada y entonces cerrarlas para subirlas a la superficie. Esto facilita al investigador determinar a que profundidad los organismos se encuentran.

El muestreador Kemmerer es utilizado ampliamente para conseguir volúmenes conocidos de agua desde profundidades medidas, para plancton o para análisis químicos. El nanoplankton (plancton enano) el cual pasa a través de las redes más finas, necesita ser filtrado o ser centrifugado para medidas cuantitativas (Ballantine 1953).

El plancton es ordinariamente contado con el uso de una celda Sedgwick-Rafter que contiene exactamente un centímetro cúbico (50x20x1 mm) y el número presente es calculado por unidad de volumen o área superficial del estanque o laguna. El volumen del agua filtrada es igual al área de la abertura de la red y la distancia del arrastre. La eficiencia de tales redes depende de la fuerza de la malla, la rapidez con que es arrastrada y la abundancia de organismos presentes. Las redes de malla fina ofrecen resistencia al flujo del agua, la cual es además inhibida cuando los poros son obstaculizados con organismos, de ma-

Sverdrup, H.U., Martin W. Johnson and Richard H. Fleming 1942. Los oceanos
Prentice Hall, Inc., New York: I-X, 1-1087.

Welch, Paul S.

1948 Limnological Methods Mc. Grow Hill Book Co., Inc. Blakiston Div., Philadel-
phia 1- XVIII, 1-381.

Ballantine, Dorothy.

1953. Comparison of the different methods of estimating nanoplankton.

J. Mar. Biol. ASSOC. V.K. 32: 129-147.

La red puede ser arrastrada por un bote en la superficie y sumergida a cualquier profundidad por medio de pesas pegadas a la línea de arrastre.

Desde la profundidad a la cual el plancton se encuentra y que varía con la hora del día, las muestras verticales a todas las profundidades se prefieren al arrastre horizontal. La composición de las poblaciones de plancton a diferentes horas del día o en diferentes áreas, son las mejores en términos de unidad de área superficial. La red de plancton Wisconsin está especialmente diseñada para este propósito. Redes cerradas o trampas pueden ser hechas de manera que pueden ser bajadas a la profundidad deseada y entonces cerradas para subirlas a la superficie. Esto facilita al investigador determinar a que profundidad los organismos se encuentran.

El muestreador Kemmerer es utilizado ampliamente para conseguir volúmenes conocidos de agua desde profundidades medidas, para plancton o para análisis químicos. El nanoplankton (plancton enano) el cual pasa a través de las redes más finas, necesita ser filtrado o ser centrifugado para medidas cuantitativas (Ballantine 1953).

El plancton es ordinariamente contado con el uso de una celda Sedgwick-Rafter que contiene exactamente un centímetro cúbico (10x20x1 mm) y el número presente es calculado por unidad de volumen o área superficial del estanque o laguna. El volumen del agua filtrada es igual al área de la abertura de la red y la distancia del arrastre. La eficiencia de tales redes depende de la fuerza de la malla, la rapidez con que es arrastrada y la abundancia de organismos presentes. Las redes de malla fina ofrecen resistencia al flujo del agua, la cual es además inhibida cuando los poros son obstaculizados con organismos, de ma-

METODO DE COLECTA DE PLANCTON

Las redes de plancton son hechas de tela de seda o cedazo; el número 20 o 25 es ordinariamente la mas fina de las mallas usadas. Las redes de arrastre son hechas con un costal cónico pegado a una armazón de alambre, a la cual la cuerda de arrastre está pegada por medio de cordones. Las colectas pueden ser removidas volteando la red al interior de un frasco de agua o los organismos pueden ser concentrados en un vaso atorinillado a la punta del cono.

Para el plancton de superficie basta usar la red de plancton como un tamiz y ponerlo en una cantidad conocida de agua, la red puede ser arrastrada por un bote en la superficie y sumergida a cualquier profundidad por medio de pesas pegadas a la línea de arrastre.

Desde la profundidad a la cual el plancton se encuentra y que varía con la hora del día, las muestras verticales a todas las profundidades se prefieren al arrastre horizontal. La composición de las poblaciones de plancton a diferentes horas del día o en diferentes áreas, son las mejores en términos de unidad de área superficial. La red de plancton Wisconsin está especialmente diseñada para este propósito. Redes cerradas o trampas pueden ser hechas de manera que pueden ser bajadas a la profundidad deseada y entonces cerrarlas para subirlas a la superficie. Esto facilita al investigador determinar a que profundidad los organismos se encuentran.

El muestreador Kemmerer es utilizado ampliamente para conseguir volúmenes conocidos de agua desde profundidades medidas, para plancton o para análisis químicos. El nanoplankton (plancton enano) el cual pasa a través de las redes más finas, necesita ser filtrado o ser centrifugado para medidas cuantitativas (Ballantine 1953).

El plancton es ordinariamente contado con el uso de una celda Sedgwick-Rafter que contiene exactamente un centímetro cúbico (50x20x1 mm) y el número presente es calculado por unidad de volumen o área superficial del estanque o laguna. El volumen del agua filtrada es igual al área de la abertura de la red y la distancia del arrastre. La eficiencia de tales redes depende de la fuerza de la malla, la rapidez con que es arrastrada y la abundancia de organismos presentes. Las redes de malla fina ofrecen resistencia al flujo del agua, la cual es además inhibida cuando los poros son obstaculizados con organismos, de ma-

nera que una parte de la columna de agua diverge alrededor de la red cuando ésta es arrastrada.

En las diferentes técnicas hay una posibilidad de error por lo que deben hacerse comparaciones de la captura obtenida en la red de arrastre con la densidad obtenida con el uso de tallas de plancton o con el muestreador de Kemmerer. Instrucciones detalladas para la construcción de diferentes clases de redes, ventajas, desventajas y posibles errores en el uso de métodos diferentes son dados por Sverdrup et al (1942) y Welch (1948.)



CLAVES PARA IDENTIFICAR PROTOZOARIOS

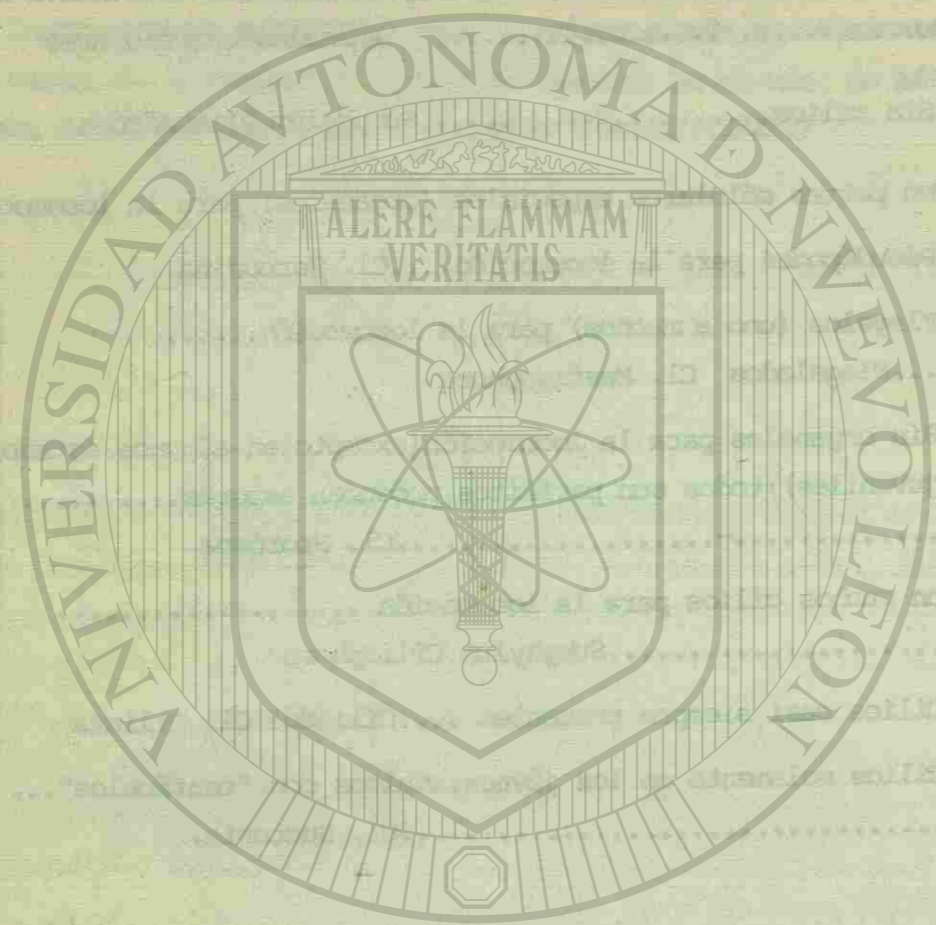
- 1.- Animales de una célula o en colonias de células (raramente una masa conteniendo muchos núcleos); sin tejidos; tamaño usualmente microscópico..... Animales unicelulares
- 2.- (7) Sin cilios.....Subphylum Plasmodroma
- 3.- (6) Con partes celulares especiales (organelos) para la locomoción...
- 4.- (5) Pseudópodos para la locomoción....Cl. Sarcodina
- 5.- (4) Flagelos (uno a muchos) para la locomoción.....
.....Flagelados Cl. Mastigophora
- 6.- (3) Sin organelos para la locomoción(excepto en algunos estados juveniles); todos son parásitos producen esporas.....
.....Cl. Sporozoa
- 7.- (2) Con muchos cilios para la locomoción.....
.....Subphylum Ciliophora
- 8.- (9) Cilios casi siempre presentesCiliados Cl. Ciliata
- 9.- (8) Cilios solamente en los jóvenes; adultos con "tentáculos"....
.....Cl. Suctoria.

ALGAS

Clasificación.- La clasificación de las algas está constantemente cambiando, algunos fitólogos prefieren cinco divisiones, algunos nueve. La clasificación usada en el libro "Algas de agua dulce de los Estados Unidos" de Smith, tiene siete divisiones.

- 1.- Chlorophyta ----- Algas verdes
- 2.- Chrysophyta ----- Algas verde amarillento a pardo dorado (algas silíceas o diatomeas)
- 3.- Euglenophyta ----- Algas verdes y móviles (unicelulares) Euglenas
- 4.- Pyrophyta. ----- Algas verdosas, móviles
- 5.- Cyanophyta ----- Algas verde -Azul.

Otros grupos Rhodophyta y Phaeophyta son de hábitat marino.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

REDUCTORES: BACTERIAS Y HONGOS

La masa total de los organismos que han vivido en los últimos mil millones de años es mucho mayor que la de los átomos de carbono y nitrógeno existentes en el planeta. La ley de la conservación de la materia afirma que ésta no se crea ni se destruye; es, pues evidente que los átomos de los elementos minerales deben haber sido utilizados una y otra vez en la formación de nuevas generaciones de plantas y animales. La tierra no recibe grandes cantidades de materia de otras partes del universo ni tampoco cede volúmenes importantes de la misma al espacio exterior. Cada elemento, carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, fósforo, azufre, etc., es tomado del medio, entra a formar parte de la materia viva, y por último, quizá por un circuito rápido que implica cierto número de microorganismos fundamentalmente bacterias y hongos, regresa al medio para ser utilizado de nuevo.

IMPORTANCIA DE LAS BACTERIAS Y HONGOS EN LA BIODEGRADACION DE LA MATERIA ORGANICA

En los años más recientes la ecología de las bacterias y hongos ha sido objeto de la atención que merece por ser los principales reductores (degradadores, desintegradores, descomponedores o microconsumidores) de la materia orgánica, y actores principales de los ciclos biogeoquímicos de compuestos orgánicos e inorgánicos en la naturaleza. Mediante el proceso de descomposición obtienen alimentos para sí mismos, y con esta función vital, logran separar todos los elementos nutritivos de los cuerpos muertos; si esto no tuviera lugar, todos los nutrientes quedarían ligados a cuerpos inertes y no podría producirse vida nueva alguna.

Las bacterias y hongos pueden actuar juntos o alternativamente en el proceso de desintegración. En las células bacterianas y fungicas se forman conjuntos de enzimas que son secretadas en la materia muerta. Una sola especie de desintegrador no puede por sí sola lograr la descomposición

completa de un cuerpo muerto. Así que, el conjunto de las poblaciones de degradadores en la biosfera, contituidas por muchas especies mezcladas, logren gradualmente la descomposición total. Las bacterias parecen ser las más importantes en la desintegración del material animal, en tanto que los hongos son aparentemente los más importantes en la de los vegetales. Casi siempre lo que unos inician los otros to terminan.

Toda vez que los degradadores son microorganismos, son muy numerosos, pero su masa total es mucho menor que la de los productores y consumidores. Sin embargo, compensan su pequeñez con su gran velocidad metabólica y su rápido recambio protoplasmático, que provoca cambios químicos extensos en el ambiente con formación extensa de materiales inertes aprovechables.

Los reductores no logran que todas las partes de los cuerpos muertos se desintegren a la misma velocidad. Las proteínas, los azúcares y las grasas son descompuestas fácilmente; en cambio en la celulosa, la lignina de la madera, el pelo y los huesos de animales, por ejemplo, la descomposición es más lenta. Estos forman colectivamente en su primera etapa, el humus, y los más difíciles de descomponer forman la etapa más lenta, la mineralización, vital para la nutrición vegetal.

Una función a la que los ecólogos presentan cada vez mayor atención es que las materias liberadas como "productos de desecho" de la descomposición microbiana, son más importantes como reguladores químicos, que como alimento. Los han denominado "ecotocrinas", "hormonas ambientales" y "hormonas de difusión externa". Su origen es la combinación de compuestos orgánicos químicamente modificados con indicios de metales del medio. Estas sustancias estimulantes, actúan como las vitaminas y otras sustancias de desarrollo, tales como la tiamina, la biotina, la histidina y otras químicamente no identificadas. Estos reguladores ayudan a la coordinación del ecosistema y a mantener el equilibrio en la sucesión de especies en la naturaleza.

En resumen, las bacterias y los hongos, ejercen cuando menos tres funciones en el ecosistema, además de satisfacer sus necesidades propias: 1) logran la mineralización de la materia orgánica muerta; 2) la producción de alimento para otros organismos, y 3) la producción de las hormonas ambientales.

PROPIEDADES NUTRICIONALES DE LOS HONGOS

La mayoría de los hongos son saprófitos, viven en materia orgánica muerta a la que consumen y utilizan como alimento, designado a este proceso como putrefacción o corrupción. Con esto prestan un servicio beneficioso y necesario a la comunidad biológica. Esta es su principal actividad.

Sus células, lo mismo que las de todo ser vivo, son minúsculas fábricas químicas, que manufacturan docenas de diversas clases de enzimas y ácidos orgánicos, que se difunden en la materia en que el hongo crece causando su descomposición.

El medio ambiente influye sobre su desarrollo, por lo que requieren condiciones adecuadas de temperatura, agua, oxígeno, acidez-alcalinidad, minerales, vitaminas, sustancias causales de crecimiento y otros alimentos.

La temperatura afecta el crecimiento, la germinación de esporas, reproducción y otras actividades del organismo.

La asociación de la humedad y el crecimiento de los hongos es bien sabida en relación con el deterioro en la naturaleza y su manufactura de productos.

Los hongos son aerobios estrictos, pero sus requerimientos varían en las diferentes formas. Algunos, como las levaduras son anaerobios.

Bajo condiciones dadas, crecen al máximo sobre un cierto rango de valores medios de pH, y dejan de crecer en los extremos inferiores y superiores de la escala.

Algunos requieren minerales, vitaminas y otros alimentos específicos como metabolitos esenciales.

LOS CICLOS BIOGEOQUIMICOS

Entre los microorganismos del plancton y del bentos los hongos y las bacterias son los que predominan y llevan a cabo un sinnúmero de transformaciones que son esenciales para la continuidad de la vida acuática. Las degradaciones anaerobias de los compuestos orgánicos en el bentos produce: amoníaco, dióxido de carbono, sulfato y fosfato; que en reducción más avanzada origina además otros productos, como metano, hidrógeno y sulfuro de hidrógeno.

Muchas de las reacciones bioquímicas que realizan los microorganismos acuáticos son análogas a las que desarrollan los microorganismos de otros medios, por ejemplo, el suelo. En los ciclos de Nitrógeno, Carbono, Azufre y Fósforo observaremos que hay dos fases principales: 1) inmovilización de elementos por formación de sustancias orgánicas, y 2) mineralización o retorno de los elementos a la forma inorgánica.

CICLO DEL NITROGENO

El gas nitrógeno (N_2) es el más abundante en la atmósfera, constituyendo el 76% de la misma. La mayor cantidad del nitrógeno de la tierra está en la atmósfera, y de ésta fuente se deriva la mayor parte del nitrógeno de los seres vivos. Algo de este es fijado en la atmósfera abiologicamente, por las descargas eléctricas (rayos) y las reacciones fotoquímicas, y el nitrógeno combinado es transportado a la tierra por la lluvia. Un proceso igualmente importante para producir compuestos de nitrógeno del N_2 es por la fijación biológica del nitrógeno. La habilidad para asimilar o fijar N_2 está restringida a solamente un pequeño grupo de microorganismos, principalmente bacterias y hongos. En el medio acuático los sistemas simbólicos fijadores de nitrógeno son poco comunes; ahí el mayor volumen de nitrógeno es probablemente fijado por las algas verdeazules.

El nitrógeno asimilado es la materia orgánica, es convertido a amoníaco por reacciones de desaminación. El amoníaco puede ser asimilado por muchos organismos como una única fuente de nitrógeno, y fuera de ahí, raramente es encontrado en cantidades significativas en las aguas limpias pero en las polucionadas, se acumula gran cantidad de amoníaco. En el medio ambiente aerobico algo de este amoníaco es oxidado por las bacterias nitrificantes y es usado como su principal fuente de energía; éste es finalmente convertido a nitrato, proceso llamado nitrificación. Este es de considerable importancia en la zona de recuperación de una corriente polucionada donde los nitratos sirven como nutrientes para el crecimiento de las algas. En un medio ambiente anaerobio, la nitrificación no puede ocurrir y si el amoníaco no es asimilado por los nitratos sufren transformación a gases de nitrógeno, principalmente N_2 y N_2O ; este proceso es llamado desnitrificación, la cual es más importante en el suelo.

La proteólisis, hidrólisis enzimática de las proteínas la realizan Clostridium histolyticum, Cl. sporogenes, Proteus, Pseudomonas y Bacillus. La urea, la descomponen Proteus y Micrococcus ureae con liberación de amoníaco, es la amonificación.

Nitrosomonas y Nitrosocystis oceanus (una especie marina), bacterias nitrificantes realizan la nitrificación, formación de nitrato por oxidación del amoníaco.

La oxidación de nitrito a nitrato, nitrificación, la realizan Nitrobacter y Nitrocystis. La nitrificación y la nitrificación se denominan a menudo conjuntamente, nitrificación.

Otras bacterias heterótrofas oxidan amoníaco a nitrito, por ejemplo: Streptomyces y Nocardia.

Algunos hongos realizan ambas fases, oxidando el nitrógeno orgánico, tal vez formando amoníaco primero, a nitrito y nitrato; por ejemplo Aspergillus flavus, Penicillium sp., Cephalosporium sp.

Thiobacillus denitrificans y varias especies de Clostridium, reducen los nitratos a nitrito, a nitrógeno gaseoso, y a amoníaco, en la desnitrificación.

La fijación simbólica del nitrógeno, en que el gas nitrógeno se combina químicamente con otros elementos, la realizan Azotobacter y Rhizobium.

Otros microorganismos que fija el nitrógeno sin simbiosis son Beijerinckia, Pseudomonas, Spirillum, Aerobacter y Achromobacter, bacterias heterotrofas y los hongos Rhizotorula y Pullularia. También las bacterias autotrofas Metanobacterium, Desulfovibrio, Rhodospirillum, Chromatium, Chlorobium y Rhodopseudomonas.

CICLO DEL CARBONO

El ciclo biogeoquímico del carbono ocurre en lagos, ríos, océanos y otros lugares acuáticos. Una importante característica de muchos habitats acuáticos es que poseen una zona aeróbica en las capas superficiales y una zona anaeróbica en las aguas profundas y en el fondo. La materia orgánica que desciende a la zona anaeróbica es fermentada principalmente por las bacterias con la producción de ácidos orgánicos, CH_4 , H_2 y CO_2 . La acumulación de ácidos y otros productos inhibidores conducen a una inhibición de la acción bacteriana y la descomposición de material orgánico se detiene; el material orgánico se acumula lentamente y será enterrado en el fango donde sufre mineralización.

En la zona aeróbica del agua, la descomposición generalmente procede a la conversión completa de los materiales orgánicos a CO_2 , tales como celulosa, almidón y quitina, por una amplia variedad de bacterias y hongos; diferentes tipos de compuestos orgánicos son descompuestos por diferentes especies.

La precipitación de carbonato calcico para formar depósitos en el medio ambiente acuático es de considerable significado geológico, como conduce a la formación última de piedra caliza. La extensión del proceso es mostrado por el hecho de que sobre el 50% de las rocas sedimentarias de la tierra son piedra caliza.

El carbonato calcico está siendo precipitado actualmente en grandes cantidades en los océanos tropicales, también como en lagos de agua dulce y el papel que los organismos vivientes juegan en el proceso está bien establecido. Para entender el papel de los microorganismos en la precipitación de carbonato de calcio, uno debe apreciar que muchas aguas naturales están sobresaturadas con iones de calcio que se mantienen en solución como bicarbonato de calcio y sulfato de calcio. Por alteración del pH o por cambio en la concentración de iones bicarbonato, los microorganismos pueden causar la precipitación de carbonato de calcio. El equilibrio entre el bicarbonato de calcio está influido por el contenido de CO_2 del agua, y las algas pueden causar la precipitación de carbonato de calcio por separación de CO_2 durante la fotosíntesis, logrando un equilibrio. Por su acción en el sulfato de calcio, las bacterias sulforeductoras son responsables de la precipitación de carbonato calcico en medio ambientes anaeróbicos.

El metano es el componente principal del gas natural, incluyendo el de las ciénagas y de los pantanos, produciendo por especies como el Mathanobacterium, Methanococcus y algunos Clostridium.

Algunas bacterias raras que oxidan metano como fuente de energía son Pseudomonas y Methanomonas methanica. Ciertas bacterias son totalmente dependientes del grupo metilo, como el metano o el metanol, por ejemplo: Methylococcus capsulatus.

El monóxido de carbono es un gas relativamente raro bajo condiciones ordinarias, se utiliza como fuente de energía y carbono, por una especie de bacteria autotrofa, Carboxydomonas oligocarbophila, que oxida el CO a CO_2 .

CICLO DEL SULFURO

El sulfuro y los compuestos del azufre, sufren en el agua las mismas transformaciones que se describen en el ciclo del azufre. Las reacciones del ciclo logran la disponibilidad del azufre para su utilización por las plantas

y animales acuáticos, donde es de considerable importancia. El azufre puede existir en un gran número de estados de oxidación, pero solamente 3 de alguna importancia ocurre en la naturaleza: sulfhidrilo y H_2S , S y Sulfato. Los otros estados de oxidación son de significado bioquímico en el metabolismo intermedio del azufre, pero no son de significado ecológico directo. El sulfato es uno de los aniones más comunes en el agua, y está presente especialmente en grandes cantidades en el agua marina. La mayoría de los microorganismos y plantas pueden usar sulfato como su fuente principal de azufre, convirtiendo los compuestos sulfhidrilos orgánicos al estado oxidado. Muchos microorganismos pueden producir H_2S el cual es de considerable importancia porque es tóxico a la mayoría de los aerobios, y porque reacciona y precipita muchos iones metálicos. Sin embargo, el H_2S es inestable aerobicamente y será oxidado a azufre y sulfatos tanto espontáneamente como a través de procesos bioquímicos. Con todo esto, solamente en medio ambiente anaerobio se acumula el H_2S . El sulfuro de hidrógeno es producido microbiológicamente en dos formas diferentes: por la descomposición de compuestos orgánicos que contengan azufre y por reducción de sulfato. La producción de sulfuro de hidrógeno de compuestos orgánicos es de más importancia en los medios ambientales acuáticos dulces, donde la concentración del ion sulfato es generalmente baja; la reducción del sulfato, por otro lado, es probablemente el medio más importante de formación de H_2S en el mar. Los microorganismos responsables para la reducción del sulfato son anaerobios estrictos, generalmente miembros del género Desulfovibrio, que usan el sulfato como un aceptor de electrones en vez de O_2 . Los donadores de electrones usados en el proceso son compuestos orgánicos o hidrógeno molecular y de aquí que esos organismos sean generalmente encontrados donde las concentraciones orgánicas sean relativamente altas, tales como en la riberas de áreas marinas o en cuencas oceánicas cerradas.

Una de las consecuencias de la producción de H_2S es la formación de sulfuros metálicos tales como FeS y CuS . El hierro es principalmente común en todos los sedimentos, y la producción de H_2S casi siempre es acompañada por la formación de FeS . El sulfuro de hierro es responsable del color negro de los fondos anaerobios. El sulfuro de hidrógeno se oxida espontáneamente en el aire en azufre elemental y agua. Así que las bacterias que oxidan azufre que realizan el mismo proceso viven principalmente en la región donde se origina H_2S de las áreas anaerobias donde el O_2 se encuentra descendiendo de las áreas aerobias. Si hay luz disponible, el H_2S puede también ser oxidado anaerobicamente por bacterias fotosintéticas, las cuales son encontradas con más frecuencia en las capas a profundidad donde la luz aun penetra y donde el H_2S del fondo esta disponible.

El papel de las bacterias sulfooxidantes en la formación de depósitos de azufre económicamente importante ha sido bien establecido. Esta conclusión está basada en un estudio de la fraccionación de isotopos estables de azufre (esto es no radiactivos). El azufre tiene dos principales isotopos estables, $32S$, el isotopo normal, que comprende el 95% del total de sulfato en el agua marina, y el $34S$, que comprende el 4%. Cuando las bacterias reductoras de sulfato convierten sulfato a sulfuro de hidrógeno, muestran una ligera preferencia para el isotopo ligero $32S$, y de ahí que el H_2S formado tenga menos $34S$ que el concentrado en el sulfato. Cuando H_2S es oxidado a S, se muestra una preferencia posterior para el isotopo ligero. Durante la oxidación y reducción química (esto es no biológica), nosse muestra tal preferencia para el isotopo ligero.

Cuando los organismos sulfooxidantes convierten H_2S en ácido sulfurico, resulta un marcado descenso en el pH, a menudo tal bajo como pH a 2. En regiones productoras de carbón el FeS está presente con frecuencia en la sobrecarga del jirón de las minas, y su oxidación, generalmente por microorganismos conduce a la formación de ácido sulfurico, el cual se disuelve en los

alrededores de corrientes. Estos ácidos en las aguas son tóxicos para los peces y otras formas superiores de vida, y son por esto indeseables. En el presente, no hay medios adecuados disponibles para la prevención de la producción de ácidos en éstas aguas; por lo tanto, las investigaciones microbiológicas del ciclo del azufre, tal vez sugeriran indicios para el control adecuado.

Algunas bacterias que intervienen en el ciclo del azufre, son las Thiobacteriaceas, que viven en el fango, agua de mar y residuales, lugares pantanosos avenamiento de las minas de carbón, manantiales sulfurosos y en todos los lugares donde el azufre y sus compuestos reducidos se presentan de modo natural debido al metabolismo microbiano.

Thiobacillus thiooxidans, oxida aeróticamente el azufre elevándolo al estado de ácido sulfúrico.

Thiobacillus intermedius, para crecer precisa tanto azufre orgánico como inorgánico reducido.

Ferrobacillus sulfooxidans, oxida el azufre y el hierro.

CICLO DEL FOSFORO

El fósforo, elemento constitutivo importante y necesario del protoplasma, tiende a circular a través de la descomposición de compuestos orgánicos hasta terminar en fosfatos disponibles. El gran depósito de fósforo son las rocas y otros depósitos que se han formado durante edades geológicas pasadas. Estos van siendo erosionados lentamente y liberan fosfatos hacia los ecosistemas, pero una gran parte de fosfato va al mar, en donde una parte se deposita en las aguas someras, entanto que otra parte se pierde en los sedimentos profundos. Los mecanismos para devolver el fosfato de ciclo son inadecuados y no compensan la pérdida. La acción de las aves marinas y de los peces (que son llevados a tierra por animales y por el hombre) no es adecuada. Las bacterias que también ejercen una función indispensable en el ciclo del fósforo, descomponiendo los compuestos orgánicos del fósforo con regeneración del fosfato inorgánico y produciendo ácidos

que solubilizan los fosfatos, no logran sin embargo transformaciones en cantidades adecuadas para restituirlo. Además, de que los fosfatos no son reducidos totalmente, sino que el radical fosfato es liberado intacto durante la descomposición.

Hay la creencia de que no existe causa alguna de preocupación inmediata, puesto que las reservas conocidas de roca fosfatada son grandes, sin embargo, el hombre debe acabar por completo el ciclo del fosfato en gran escala, para evitar su agotamiento evitando la polución que lo está acelerando.

Poco se conoce respecto a los microorganismos que intervienen en este ciclo.

INTERRELACIONES AMBIENTALES: OXIGENO DISUELTO

La distribución del oxígeno a varias profundidades es un medio acuático, depende de la presencia o ausencia de una cierta cantidad de vegetación, y de la naturaleza orgánica del fondo. La difusión del oxígeno del aire en aguas sedentarias ocurre muy despacio; la agitación del agua aumenta la disolución. La cantidad de oxígeno liberado por los vegetales varía con la luz, y la temperatura. El suplemento en el agua se reduce de varias formas; por la respiración de los organismos y por la descomposición de la materia orgánica como más importantes. La presencia de dióxido de carbono en las aguas tiende a variar inversamente proporcional a la cantidad de materia orgánica en descomposición.

Las aguas que contienen considerable materia orgánica son infértiles, porque la materia orgánica no se alcanza a descomponer y se transforma a ácidos orgánicos únicamente. Los organismos tienen requerimientos vitales de oxígeno, por lo que éste es un factor importante en todo ecosistema.

pH.

La concentración de ion hidrógeno de la mayoría de los lagos y corrientes no polucionadas es normalmente entre pH 6.0 a 9.0, por los valores extremos de pH 1.7 y pH 12.0 ocurren ocasionalmente. En algunas aguas, el valor de pH varía considerablemente. La concentración del ion hidrógeno disminuye (pH de valores bajos) con la descomposición activa de la materia orgánica.

La importancia ecológica directa de las diferencias de concentración de ion hidrógeno es ambigua, la medición del pH puede servir como un índice de otras condiciones medio ambientales, tal como la cantidad de dióxido de carbono disponible (con el cual varía inversamente), oxígeno disuelto (con el cual varía directamente), sales y minerales disueltos, etc.

El pH es factor importante para limitación o aumento del crecimiento de los microorganismos,

por ejemplo: Las nitrobacterias son aerobias estrictas y muy sensibles a la acidez, Nitrosomonas y Nitrocystis, dejan de crecer a menos que el suelo está bien encalado o en cualquier caso, tamponado. Su pH óptimo de crecimiento es de alrededor de 8.6

MINERALIZACION

Cuando el agua corre sobre las rocas desgasta gradualmente su superficie y arrastra gran variedad de minerales, uno en solución, otros en suspensión; algunos de ellos, como fosfatos, sulfatos y otras sales de calcio, magnesio, sodio y potasio. En las reacciones de degradación de las sustancias orgánicas complejas, quedan libres compuestos inorgánicos, como sulfatos y fosfatos, a este proceso lo conocemos como mineralización.

Los ácidos resultantes de algunas reacciones de degradación disuelven productos minerales, haciéndolos aprovechables para la nutrición de los vegetales. En la mineralización intervienen algunas bacterias, tales como: Thiobacillus ferrooxidans, una especie muy parecida a Th. thiooxidans, se encuentra en las aguas ácidas de drenaje de las minas de hierro, de carbono bituminoso. Th. ferrooxidans puede oxidar las sales ferrosas de igual forma que el azufre. Se han descrito especies similares denominadas Ferrobacillus ferrooxidans, y Fer. sulfooxidans. Estas son verdaderas ferrobacterias, que oxidan el hierro como fuente de energía. Algunas Nitrobacterias pueden crecer en soluciones de minerales en pequeños porcentajes.

SALINIDAD

La salinidad del agua de mar varía de lugar dependiendo grandemente de la cantidad en que está diluida por el flujo de agua dulce de los ríos, de los desgastes glaciares o de la cantidad en que está concentrada por la evaporación:

El contraste en salinidad entre el agua marina y dulce requiere diferencias importantes en los ajustes fisiológicos de los organismos para ocupar esos dos habitats. El problema es la regulación osmótica. Los marinos son poikilosmóticos en tanto que son cercanamente isotónicos con el agua de mar, son altamente permeables al agua, y la ganan o pierden en relación a la concentración del medio. Los organismos de agua dulce, en contraste, mantienen los fluidos del cuerpo hipertónicamente al medio que los rodea por excreción de agua absorción activa de sales del agua.

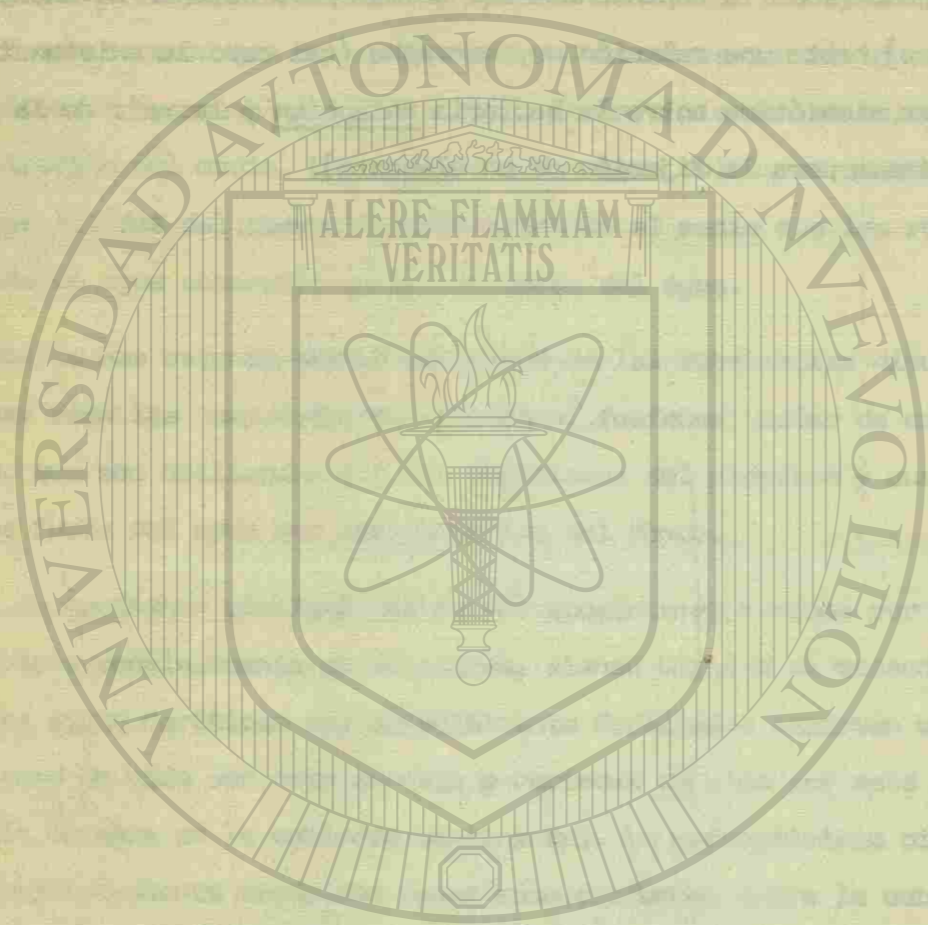
Probablemente la mas extensivamente utilizada de las sustancias disueltas en el mar sean los compuestos de nitrógeno, fosfatos, sales de calcio y silicatos, que son utilizados por los organismos del plancton y pueden ser precipitados fuera del agua por las bacterias del fondo.

Estas sales se mantienen cíclicamente en los ecosistemas marinos por que el suplemento viene continuamente de la tierra, siendo vertido al oceano por los ríos. Las aguas neríticas son especialmente fertiles y soportan una gran masa y variedad de vida por este drenaje y variedad de vida por este drenaje y circulación de agua en la cubierta continental. La productividad biológica disminuye progresivamente desde las aguas poco profundas sobre la cubierta continental a las aguas profundas o al oceano abierto. La abundancia o escases de los compuestos minerales pueden limitar o facilitar el aumento de las poblaciones de organismos.

RELACION CON OTROS ORGANISMOS

Nuestra discusión anterior acerca de los ciclos biogeoquímicos nos marcan las interrelaciones que existen entre organismos ^{animales} y éstos. Si examinamos las comunidades de los diversos organismos, se hacen aun más evidentes otras relaciones, que dependen inevitablemente de los ciclos de los elementos nutrientes que se desarrollan en la naturaleza. Cada especie de organismo, planta, animal o microorganismo, está influido en su existencia y actividad, no solamente por el medio externo inanimado físico y químico, sino

también por otras especies de la comunidad. Esta interdependencia entre especies se efectúa a diversos grados, desde una asociación muy relativa y alejada (como la dependencia del animal para obtener la energía de las plantas) hasta una relación muy estrecha (tal como la existencia en la alianza simbiótica entre la bacteria Rhizobium y la raíz de la planta leguminosa para la fijación de un elemento).



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

IDENTIFICACION DE BACTERIAS COLIFORMES.

POR LA Q.B.P. HERMINIA MARTINEZ RODRIGUEZ

Como miembros del grupo coliforme se incluyen los bacilos - aerobios o anaerobios facultativos, no esporulados, Gram negativos que fermentan la lactosa con producción de gas en - 48 horas a 35°C.

Las bacterias incluidas en esta definición serían: Escherichia coli, Aerobacter aerogenes y formas intermedias.

Se considera que E. coli es habitante normal del intestino de animales de sangre caliente y que su presencia en una muestra de agua indicaría contaminación de origen fecal. En tanto que, Aerobacter aerogenes, es también habitantes del intestino pero es frecuente encontrarlo en suelo, vegetales y en el agua aún en casos en que es poco probable relacionar su presencia con contaminación con heces fecales. Algunos autores piensan que E. coli es el verdadero coliforme fecal.

Los bacilos coliformes han sido grandemente usados como indicadores bacterianos de contaminación fecal, la cual a su vez se utiliza para determinar la calidad sanitaria del agua.

La presencia de coliformes en el agua establecería la probabilidad de encontrar en ella bacterias patógenas intestinales. Cabe aclarar que la sola presencia de coliformes no asegura la presencia de patógenos, pero que entre mayor sea el número de coliformes mayor probabilidad habrá de encontrar patógenos intestinales en el agua.

Existen varias razones por las que los coliformes pueden actuar como indicadores:

- 1.- Se encuentran en número relativamente grande en los desechos.
- 2.- Los métodos para detectar su presencia se llevan a cabo con mayor facilidad que los métodos necesarios para detectar patógenos.
- 3.- Sobreviven en el agua por un tiempo algo mayor que los patógenos intestinales.
- 4.- Los procesos de purificación que causan su eliminación o destrucción generalmente son igual de efectivos contra los patógenos.

La principal característica usada para identificación de coliformes es la fermentación de la lactosa con producción de gas y para la diferenciación de los coliformes se utilizan pruebas bioquímicas de las cuales las mas importantes son: las reacciones del IMViC que son (formación de indol a partir de triptofano, detección de la producción de ácido a partir de glucosa usando como indicador el rojo de metilo, la formación de acetil-metil-carbinol como producto intermedio del metabolismo de la glucosa que se observa usando la reacción de Voges-Proskauer y la capacidad de utilizar el citrato como única fuente de carbono); el crecimiento en medio de KCN y la utilización de malonato y gluconato.

PRUEBAS PARA IDENTIFICAR COLIFORMES.

Existen varios métodos utilizados para la detección de coliformes en el agua y los mas comunes son: la prueba presuntiva, la prueba confirmatoria, la prueba completa, el NMP -

(número mas probable) de coliformes y la técnica de filtro membrana.

PRUEBA PRESUNTIVA.- Se basa en la formación de gas a partir de la lactosa, esta prueba utiliza tubos de fermentación o tubos de Durham invertido dentro de tubos de ensaye conteniendo un medio de cultivo que puede ser caldo lactosado o caldo de lauril triptosa. Estos tubos serán inoculados con volúmenes de muestra que pueden ser variables utilizándose comunmente múltiplos o submúltiplos de 1 ml. (frecuentemente se usan 10, 1 y 0.1 ml. de muestra). La concentración del medio de cultivo podrá variar de acuerdo al volumen del inóculo. Los tubos ya inoculados se incuban a 35°C y se chequea si hay producción de gas a las 24 y a las 48 horas. Si a las 24 horas de incubación hay formación de gas (o sea aparición de burbujas tanto en el tubo invertido como desprendimiento de pequeñas burbujas en todo el medio de cultivo) la prueba presuntiva es positiva, si no hay formación de gas deberá incubarse otras 24 horas, si el medio se conserva todavía sin burbujas la prueba es negativa y si éstas ya se han formado la prueba es positiva. Ocasionalmente se podrán observar burbujas que no correspondan a la formación de gas por lo cual hay que cerciorarse de que el caldo muestra crecimiento bacteriano lo cual se puede saber por la turbiedad que presentan los tubos positivos de la prueba.

Como otras bacterias también forman gas a partir de lactosa (Clostridium y Streptococcus) es necesario hacer la **PRUEBA CONFIRMATORIA.**- Esta prueba también utiliza la fermentación

de la lactosa pero usando medios de cultivo que permiten selectivamente el desarrollo de coliformes, o sea que inhiben el desarrollo de otros microorganismos. Los medios de cultivo usados son: caldo lactosado con verde bilis brillante o placas en agar de Endo o eosina azul de metileno agar (EMB).

La prueba con caldo lactosado y verde bilis brillante utiliza también tubos de Durham invertidos dentro de un tubo de ensaye. Se inocula un tubo de estos a partir de cada tubo positivo de la prueba presuntiva y se incuba a 35°C por 48 ± 3 horas. La formación de gas constituye una prueba confirmatoria positiva.

La prueba con agar Endo o con EMB se hace en placa. Estas placas se siembran por estría a partir de cada uno de los tubos de fermentación primaria positivo. Las placas inoculadas se incuban por 24 ± 2 horas a 35°C . Las colonias obtenidas pueden ser rojas, nucleadas con o sin brillo metálico que son colonias típicas de coliformes, o pueden ser opacas, grandes, mucoides, anucleadas de color rosa y se consideran atípicas aunque algunos coliformes pueden dar este tipo de colonias algunas veces y todas las demás colonias se consideran negativas. Si aparecen colonias típicas la prueba es positiva, si solo hay colonias atípicas deberá hacerse la prueba completa y si no hay colonias tipo coliformes la prueba es negativa.

PRUEBA COMPLETA.- De las colonias típicas obtenidas en las placas de agar Endo y EMB se siembra en tubos de fermentación secundaria con caldo lactosado y además un tubo con

agar inclinado y se incuban a 35°C por 24 ± 2 horas o por 48 ± 3 horas. La formación de gas en los tubos de caldo lactosado y la observación de bacilos Gram negativos, no esporulados en una tinción hecha al crecimiento bacteriano obtenido en los tubos de agar inclinado se toman con una prueba completa positiva.

Cuando esta prueba se va a hacer a tubos positivos de caldo lactosado con verde bilis brillante, primero debe sembrarse en placas de EMB o Endoagar y de las colonias obtenidas ahí tomar para la prueba completa.

NMP DE COLIFORMES.- Esta técnica proporciona un cálculo aproximado del número de coliformes en una muestra de agua. Se utilizan 3 series de tubos con tubos de Durham invertidos y con caldo lactosado, cada serie puede ser de 3 o 5 tubos. Estas series se inoculan con diferentes cantidades de la muestra cada una (por ejemplo la primera con 10 mls. cada tubo, la segunda con 1 ml. y la tercera con 0.1 ml.) y se incuban a 35°C por 48 horas y se chequea la producción de gas. La serie que tiene mayor volumen de inóculo puede tener medio de cultivo de doble concentración. Del número de tubos positivos en cada serie resultará un número (por ejemplo en la 1a. serie 4 tubos positivos, en la segunda 3 y en la tercera 2, el número será 432) que deberá llevarse a tablas ya elaboradas que nos darán el NMP de coliformes (en el ejemplo anterior el NMP sería de 39 coliformes por 100 mls.).

Esta técnica podrá estar sujeta a variaciones en cuanto a volumen de inóculo, en aguas puras la primera serie podrá inocularse con 100 ml., la segunda con 10 ml. y la tercera con 1 ml. y el NMP obtenido se multiplicará 0.1; por el contrario si el agua está muy contaminada se puede sembrar la primera serie con 1 ml., la segunda con 0.1 y la tercera con 0.01 ml. y el NMP se multiplicará por 10.

Los valores obtenidos por esta técnica son algo mas elevados que los que resultan de la cuenta por la técnica del filtro membrana.

TECNICA DE FILTRO MEMBRANA.- Se utiliza una membrana que tenga capacidad de retener todas las bacterias. Esta membrana filtrante se coloca en una unidad de filtración y se hace pasar por ella un volumen determinado del agua que se va a examinar, luego se retira la membrana filtrante y se coloca en una caja de petri con una almohadilla absorbente que previamente se han humedecido con el medio de cultivo (puede usarse caldo de Mac Conkey o de Endo) y se incuba por 20 ± 2 horas en incubadora con humedad o en baño maría y se hace el recuento. Como coliformes solo se tomarán en cuenta las colonias oscuras que pueden mostrar brillo metálico en toda la colonia o en el centro.

El volumen de muestra filtrada variará según el tipo de agua analizada. Todo el material utilizado deberá ser convenientemente esterilizado.

Se preferirá que las membranas filtrantes esten reticuladas y en este caso se colocarán con la retícula hacia arriba durante el desarrollo de la técnica. Así mismo el material no deberá contener sustancias que puedan actuar como inhibidores del desarrollo bacteriano.

Para distinguir entre coliformes de origen fecal y de otras fuentes se han usado técnicas que se basan en la capacidad de los coliformes fecales de fermentar la lactosa a 44.5°C .

Las pruebas para coliformes fecales pueden hacerse por la técnica de filtro membrana o por los tubos de fermentación.

Para la técnica del filtro membrana se sigue el mismo procedimiento mencionado anteriormente pero la temperatura de incubación se eleva a 44.5°C .

La técnica de los tubos múltiples generalmente se hace de la siguiente manera:

De todos los tubos positivos en la prueba presuntiva se toma una muestra con una asa de inoculación y se siembran tubos con medio E.C. los tubos inoculados se incuban a 44.5°C por 24 ± 2 horas.

Con la temperatura de incubación constituye aquí un factor clave es necesario tenerla bien controlada y esto se logra incubando un baño de agua de temperatura constante.

Es muy importante que la temperatura no varíe mas de 0.2°C por que hay cepas de Escherichia que no producen gas cuando la temperatura varía a más de $44.5 \pm 0.2^{\circ}\text{C}$.

BIBLIOGRAFIA

1. American Public Health Association. A.W.W.A. and W.P.C.F. Métodos Estándar para el exámen de aguas y aguas de desecho. Ed. Interamericana. 11a. edición (1963).
2. Burrows W. Tratado de Microbiología. Ed. Interamericana, - Mex. Decimonovena Edición. (1969).
3. Collins C. H. Métodos Microbiológicos. Ed. Acribia, Zaragoza. (1969).
4. Frobisher M. Fundamentals of Microbiology. W.B. Saunders Company. Philadelphia. London. Toronto. 8a. Edición. (1968).
5. Geldreich Edwin E and B. A. Kenner, Concepts of Fecal - - Streptococci in Stream Pollution. Jour. of Water Pollution Control Federation. Vol. 41, No.8, Partz. pags. 336-352 - (August 1969).
6. Geldreich Edwin E. Applying Bacteriological Parameters to Recreational Water Quality Jour. Amer. Works water Assoc. pags. 113-120 (Feb. 1970).
7. Pelczar M.J. y R.D. Reid. Microbiología. Mc. Graw-Hill book company. 2a. edición. (1966).
8. Sarles W.B., W.C. Frazier, J.B. Wilson, S.G. Knight. Microbiology. Harper & Brothers, New York. 2a. edición (1956).

ESTREPTOCOCO FECAL

POR LA Q.B.P. HERMINIA MARTINEZ RODRIGUEZ.

Definiciones.- Los términos de estreptococo fecal y enterococo han sido usadas como sinónimos.

Se consideran como estreptococos fecales las especies o variedades usadas como indicadores de contaminación fecal que incluyen: Streptococcus faecalis, S. faecalis var. liquefaciens, S. faecalis var zymogenes, S. durans, S. faecium, S. bovis y S. equinus. El término entárococos incluye todos los anteriores con excepción de S. bovis y S. equinus.

Estos organismos son cocos Gram positivos, en cadenas fermentan la dextrosa con producción de ácido, no producen catalasa y crecen a 10° y a 45°C y se encuentran en el intestino de los animales de sangre caliente.

Existen varias pruebas para la identificación de Streptococcus faecalis (estreptococos fecales).

Técnica de los tubos múltiples: consta de una prueba presuntiva y una confirmatoria.

Prueba presuntiva: inocule una serie de tubos con caldo azida - dextrosa con cantidades apropiadas del agua que se va a examinar (generalmente se usan múltiples o submúltiplos de 1 ml.). Incubar a 35 ± 0.5°C y examinar los tubos para ver si hay turbiedad a las 24 ± 2 horas. Si no hay turbidez definida reincubar y checar a las 48 ± 3 horas.

Prueba confirmatoria: todos los tubos que muestren turbidez después de 24 o 48 horas de incubación deberán sujetarse a la prueba

ba confirmatoria lo cual se lleva a cabo inoculando 3 asas de cultivo de cada tubo positivo a un tubo conteniendo caldo etil-violeta-azida e incubando por 24 horas a $35 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$.

La presencia de estreptococo fecal es indicada por la aparición de un botón púrpura en el fondo del tubo u ocasionalmente por turbiedad.

TECNICA DE FILTRO MEMBRANA.- Se filtra la muestra de agua a través de la membrana filtrante estéril, y luego se coloca sobre una caja de petri a la que se han agregado 10 ml. aproximadamente de agar M para enterococos, se incuba a $35 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$. por 48 horas en las condiciones normales de humedad y se cuentan todas las colonias rosas y rojas. Se reporta el número de colonias por 100 mls. de agua.

IMPORTANCIA COMO INDICADOR.- El estreptococo fecal se ha usado también como indicador de contaminación de origen fecal, ya que se encuentran siempre en las heces de animales de sangre caliente, se puede usar como indicador ya que sobrevive en el agua por un período largo (mas de lo que sobreviven los patógenos), no se multiplica en ella, y es relativamente fácil de aislar. Sin embargo el uso del estreptococo fecal como indicador tiene algunas limitaciones, ya que como se explicó anteriormente como estreptococo fecal se comprenden varias especies o variedades, algunos de los cuales como S. equinus y S. bovis no tiene importancia desde el punto de vista sanitario. Ultimamente se ha demostrado que S. faecalis var. liquefaciens se puede encontrar además de en heces en vegetales por lo que tampoco tienen importancia sanitaria. Entonces de la cuenta total de enterococos tendría que hacerse una diferenciación para saber cual especie está presente y tomar en cuenta solo las de importancia sanitaria.

SUS RELACIONES CON LOS COLIFORMES.- El número de estreptococos en agua contaminada es frecuentemente de la misma magnitud o mayor que el de bacterias coliformes, pero los estreptococos sobreviven por un período menor que los coliformes. Se ha observado que la densidad de estreptococos es significativamente mas alta que la de coliformes fecales en heces de animales de sangre caliente exceptuando el hombre. En las heces humanas la relación se invierte o sea que los coliformes son más numerosos que los estreptococos fecales.

INTERPRETACION.- La causa probable de que el número de estreptococos fecales disminuyen mas rapidamente que los coliformes es que dentro de los estreptococos fecales se incluyen Streptococcus bovis y S. equinus que son extremadamente sensibles al cambio sufrido al pasar del intestino del animal al exterior.

OTROS INDICADORES BACTERIANOS.- Además de los estreptococos fecales se han usado como indicadores bacterianos de contaminación a los coliformes y a Clostridium welchii. Las ventajas y las limitaciones de usar los coliformes como indicadores ya se discutieron anteriormente.

Clostridium welchii se ha utilizado, ya que también se encuentran invariablemente en las heces pero tiene una inconveniencia ya que son bacterias esporuladas y sus esporas pueden sobrevivir largo tiempo en el agua por lo que su presencia podría deberse a una contaminación no reciente.

RECUESTO TOTAL.- Se hacen inoculando 1 ml. y 0.1 ml. o mayores diluciones si es necesario y se siembre en agar glucosa triptona extracto de levadura ó agar triptona y glucosa, se incuba a $35 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$. por 24 ± 2 horas o bien a 20°C por 48 ± 3 horas y se procede al recuento siendo las cajas apropiadas para ello las que muestren entre 30 y 300 colonias. Se reporta como número de bacterias por ml.

USOS E INTERPRETACION.- Con el recuento total se intenta tener una idea de la densidad bacteriana del agua, sin embargo en los análisis de rutina se usa muy poco, ya que la cuenta obtenida así no es muy real porque ningún medio de cultivo es capaz de favorecer el desarrollo de todas las bacterias y diferentes requerimientos de temperatura, oxígeno, etc.

Además el agua que muestra un gran número de bacterias no necesariamente es agua de mala calidad sanitaria ya que lo que cuenta en este caso es la clase de bacterias de las cuales ya se ha visto que las más importantes para determinar la calidad sanitaria del agua serán los indicadores de contaminación fecal ya que su presencia determinará la probabilidad de encontrar bacterias patógenas.

BACTERIAS PATOGENAS DE ORIGEN INTESTINAL.- Las bacterias patógenas importantes encontradas en el agua son aquellas relacionadas con infecciones intestinales que cuando se encuentran en el agua pueden ocasionar enfermedades como fiebre tifoidea, paratifoidea, disentería bacilar y cólera.

PRUEBAS.- Para la identificación de Salmonella typhi, S. paratyphi y Shigella dysenteria que son las causantes de la fiebre tifoidea, paratifoidea y de la disentería bacilar respectivamente. Después del aislamiento primario se siguen generalmente 2 fases: 1) identificación bioquímica y 2) identificación serológica.

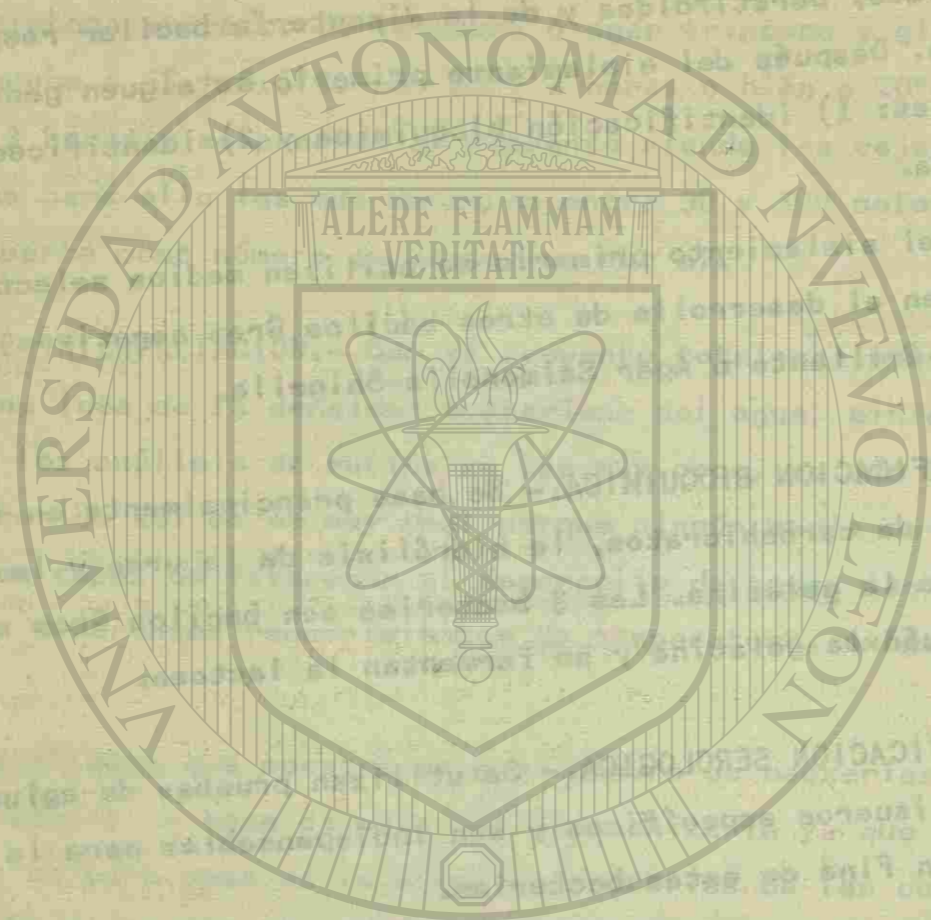
Para el aislamiento primario se utilizan medios selectivos que impiden el desarrollo de otros bacilos Gram negativos como Agar Verde Brillante o Agar Salmonella-Shigella.

IDENTIFICACION BIOQUIMICA.- Se basa principalmente en la fermentación de carbohidratos, la hidrólisis de la urea y la licuefacción de la gelatina. Las 3 bacterias son bacilos Gram negativos, no licúan la gelatina y no fermentan la lactosa.

IDENTIFICACION SEROLOGICA.- Se utilizan pruebas de aglutinación con antisueros específicos y son indispensables para la identificación fina de estas bacterias.

Para la identificación de Vibrio cholera que causa el cólera se hacen siembras en medios selectivos, se hacen pruebas bioquímicas y además la identificación con antisueros.

APLICACIONES Y LIMITACIONES.- Las pruebas para la identificación completa de patógenos no se aplican en análisis de rutina ya que implican el uso de medios muy selectivos y técnicas laboriosas por lo que se aplican solo cuando se sospecha de un brote de enfermedad debido a la probable ingestión de agua contaminada.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

"ALGICIDAS POTENCIALES PARA EL CONTROL DE LAS ALGAS"

Por James C. Gratteau
County Sanitation Districts.
Los Angeles County, California (E.U.A.).

* tomado de la publicación Scranton
Gillette: "Water and Sewage Works"
(RN-1970).

Los crecimientos de algas son la causa principal de olores y -
sabores en los abastecimientos de agua. Se sospecha que algunos
de los trastornos gastrointestinales que ocurren a fines de ve-
rano, pueden atribuirse a la desintegración de grandes masas de
algas y los productos tóxicos así producidos.

En algunos casos se ha reportado la muerte de ganado vacuno y -
caprino, algunas horas después de haber bebido agua con concen-
traciones muy altas de algas azul-verde, (Anabaena).
Como las algas con plantas, tiene básicamente los mismos requi-
sitos nutricionales que las plantas terrestres, habiéndose ya -
demostrado que el nitrógeno y el fósforo son muy importantes pa-
ra su nutrición; éstas sustancias tienen acceso a las aguas su-
perficiales, a través del agua subterránea, aguas de desecho do-
méstico (aguas negras) escurrimientos superficiales posteriores
a las tormentas y de la atmósfera misma.

MÉTODOS DE CONTROL

El hombre se ha ocupado de controlar los crecimientos acuáticos
desde hace muchos años, especialmente cuando producen problemas
en los abastecimientos de agua. En términos generales, existen-
tres métodos básicos de control.

- a).- físicos
- b).- ecológicos
- c).- químicos

Entre los métodos de control físico, se encuentra el cribado, dragado, arranque y podado bajo el agua, empleados principalmente contra las masas flotantes de algas y plantas acuáticas con raíces.

Cuando se emplean cortadoras antiguas y los cortes permanecen en el agua, se descomponen empleando así el oxígeno disuelto y liberan agentes nutrientes, que pueden soportar nuevos crecimientos; las cortadoras modernas, están equipadas de colectores y depósitos para eliminar los cortes, los cuales se deben sacar del embalse y quemarse lejos, o bien se acarrean a otro sitio.

CONTROL ECOLOGICO

Este control involucra la limitación de uno ó más de los factores necesarios para su crecimiento y reproducción, luz o materiales nutrientes.

Solo en los abastecimientos públicos de agua es práctico construir almacenamientos protegidos de la luz (techados). El control ecológico se logra mejor evitando que los materiales nutrientes esenciales lleguen al agua.

Liebig, en sus estudios sobre nutrición de las plantas, descubrió que su crecimiento era limitado por la deficiencia de un alimento o fertilizante, por ésta información, desarrolló la "Ley de los mínimos". La limitación de nutrientes debe de estar dentro de límites no objetables.

Los ecologistas están de acuerdo en que el nitrógeno y el fósforo son dos de los elementos más importantes para soportar el crecimiento de plantas acuáticas. Las aguas negras son especialmente ricas en estos elementos. Algunas investigaciones han demostrado que la remoción del nitrógeno en el agua de desecho no es práctica, debido a las formas diversas en que se encuentra. Inclusive, algunas algas azul-verdes pueden fijar nitrógeno de la atmósfera.

Por otro lado el fósforo y sus compuestos pueden eliminarse fácilmente de las aguas de desecho por medio de la coagulación química con cal, alumbre y sales férricas.

La deficiencia de fósforo parece ser lo más efectivo para limitar la productividad de las plantas en cualquier región de la tierra, exceptuando las deficiencias del agua.

CONTROL QUIMICO

En contraste a el constante aumento de productos químicos disponibles para el control de plagas en otras áreas, solamente dos sustancias químicas son ampliamente empleadas para el control de algas en los abastecimientos de agua, éstas son: el sulfato de cobre y el cloro.

El sulfato de cobre se prefiere para el tratamiento de áreas grandes por su economía, efectividad y seguridad para el hombre y los peces; se emplea desde 1890.

El cloro es otra sustancia química que se recomienda para el control de algas, principalmente en aguas para uso doméstico.

El desarrollo de nuevas sustancias algicidas no ha sido grande debido entre otras cosas a que el precio del agua para el consumidor es tan bajo, que solo podrían emplearse algicidas baratos. Además las sustancias químicas deben de ser inofensivas para el hombre y los peces. Por otro lado no se ha hecho distinción entre las algas que deben ser controladas por ser responsables de los problemas y las que no causan problemas. El mejor conocimiento de las formas que realmente dan problema, podrá permitir el uso de algicidas selectivos, para cada caso, y así aplicar las concentraciones justamente suficientes para el control.

La investigación sobre algicidas promete grandes posibilidades para el futuro. En seguida se presentan algunos resultados obtenidos en investigaciones de laboratorio.

Desarrollo de nuevos Algicidas

Un buen algicida debe :

- 1.- Matar específicamente a la planta o plantas causantes de los problemas.
- 2.- No ser tóxicos para los peces ni a la mayoría de los organismos que le sirven a los peces de alimento, en las concentraciones necesarias para matar las plantas-problema.
- 3.- No afectar seriamente la ecología del área acuática en general.

4.- No ser tóxicos a los humanos.

5.- Ser de costo razonable.

6. de fácil adquisición

El sulfato de cobre (usado en los E.U.A. desde 1904) en concentraciones altas, puede envenenar a los peces y a otra vida acuática, pudiéndose también acumular en el fondo como compuesto insoluble; además es corrosivo a la pintura y a los equipos.

La determinación de la dosis correcta y específica para varios organismos es difícil, debido a las múltiples variables naturales. Su solubilidad en el agua es afectada por el pH, la alcalinidad, lo mismo que por la temperatura.

La dosis requerida para control, defiere también para las distintas especies o géneros. Debido a éstas desventajas se ha buscado una sustancia química que reemplase al sulfato de cobre: que sea más efectivo, no acumulativo y quizá menos costoso por un largo período de tiempo. Se han probado muchos compuestos orgánicos para determinar su valor como algicidas hallándose que algunos miembros de las siguientes clases de compuestos son efectivos:

amonio cuaternario, rosin-aminas, quinonas, plata activada, derivados de la urea, antibióticos y zinc orgánico.

En el centro de Ingeniería Sanitaria Robert A. Taft, (Cincinnati Ohio) se han efectuado experimentos de laboratorio con cultivos de algas, para determinar la toxidad de algunos compuestos orgánicos con miras a emplearlos para su control.

Las sustancias químicas que se probaron, son aquellas de las que se tienen registros y estudios sobre su toxicidad a las plantas, a los animales y a los microorganismos. Algunas de éstas sustancias se encuentran comercialmente como fungicidas, bactericidas, herbicidas e insecticidas.

Cada una de éstas sustancias se probó en seis cultivos representativos de algas a una concentración final en el agua, de 2 mg/lto. (2 p.p.m.) y 22°C.

En los seis tipos de cultivos de algas se incluyeron Cy lindrosperrum licheniforme B. y F. y Microcystis aeruginosa

representando a las algas verde-azúles (mixofíceas). Scenedesmus obliquus Ktz. Chlorella variegata Beijerinck representando a las algas verdes (clórofíceas) y Gomphonema parvulum (Ktz) - V. H. y Nitzschia palea (Ktz) W. Smith, representando a las diátomeas (Bacillarieae).

En pocos casos, Gleocapsa dimidiata (Ktz) Dr. and D. se substituyó por Microcystis aeruginosa. Todos los cultivos usados fueron puros o sea de una sola especie y se seleccionaron por su habilidad de producir crecimiento rápido y uniforme en el laboratorio.

El medio de cultivo se aproximó a la modificación de Chu No. 10 del medio de Gerloff con la cantidad de nitratos al doble. Las pruebas se efectuaron en matraces Erlen meyer de 25 ml. y se incubaron a temperatura constante de 22°C en una incubadora iluminada. Algunas porciones de medio de cultivo esteriles se inocularon con pequeñas cantidades de cultivos activos de algas.

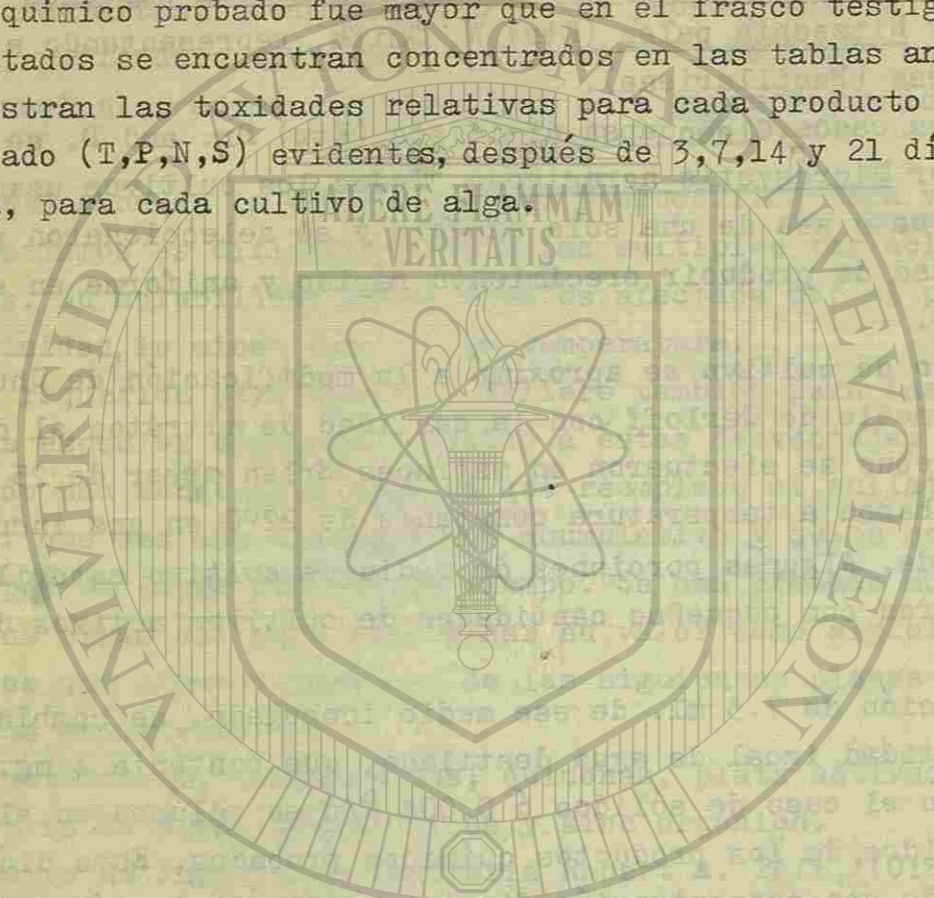
Una porción de 7.5 ml. de ese medio inoculado, se combinó con una cantidad igual de agua destilada, que contenia 4 mg. por peso, en el caso de sólidos ó 0.004 % en volúmen en el caso de líquidos, de los productos químicos probados. Esto dió como resultado una concentración final promedio de 2 mg/lto. de producto químico y con una inoculación de 1/30 a 1/60 del volumen original del cultivo de algas.

El número de algas en el medio de prueba fué bajo, con un promedio aproximado de 125,000 por ml.

Durante el período de incubación, la cantidad de incrementos visibles de crecimiento de algas, se efectuó a intervalos especificados por un total de 21 días. Se comparó el desarrollo observado con el producido en los matraces de control que contenian 15 ml. de medio normal inoculado con algas pero sin sustancias químicas probadas.

Los resultados se reportaron como: (T) tóxico, cuando no se produjo crecimiento en presencia del producto químico probado, pero sí en el matrás testigo. (P) Parcialmente tóxico, cuando se produjo crecimiento en presencia del producto químico probado, pero el desarrollo fué menor que en el matrás de control.

(N) No-tóxico, cuando se produjo crecimiento en presencia del producto químico probado en cantidad similar al matraz testigo. (S) Estimulante, cuando el crecimiento en presencia del producto químico probado fué mayor que en el frasco testigo. Los resultados se encuentran concentrados en las tablas anexas y muestran las toxicidades relativas para cada producto químico probado (T,P,N,S) evidentes, después de 3,7,14 y 21 días de prueba, para cada cultivo de alga.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

TABLA 1.- "TOXICIDAD DE PRODUCTOS QUIMICOS A LAS ALGAS" (17)

Período de incubación (días)	Cylindrospermum				Microcystis				Scenedesmus				Chlorella				Gomphonema				Nitzschia			
	3	7	14	21	3	7	14	21	3	7	14	21	3	7	14	21	3	7	14	21	3	7	14	21
Inorganic salts																								
Copper sulfate (anhydrous)*	P	P	T	T	T	T	T	T	P	P	N	N	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Copper sulfate (with stabilizing agent)*	T	T	T	T	T	T	T	T	P	P	P	N	P	P	P	P	N	T	T	T	N	T	T	T
Colloidal silver (33 percent silver nitrate)	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Activated colloidal silver compound*	P	P	N	N	P	P	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Calcium hypochlorite*	T	P	N	N	T	T	T	T	T	P	N	N	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Sodium chloride	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Organic salts																								
Disodium copper salt of ethylene diamine-tetra acetic acid (18.25 percent)*	N	N	N	N	N	N	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Copper salt plus citrate*	T	T	T	T	T	T	T	T	P	P	N	N	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Copper naphthenate (8 percent)	N	P	N	N	T	T	T	T	P	N	N	N	P	N	N	N	T	T	P	P	N	N	N	N
Zinc dimethyl dithiocarbamate (65 percent)*	P	P	N	N	T	T	P	N	N	N	N	N	P	P	P	N	T	T	T	N	T	T	T	T
Zinc dimethyl dithiocarbamate (100 percent)	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	P	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Dissodium ethylene bisdithiocarbamate (19 percent)*	N	S	N	N	N	N	P	N	N	N	N	N	T	N	P	N	T	T	T	N	T	T	T	T
Pentachlorophenate (75 percent) plus sodium salts of other phenols*	P	P	P	P	P	P	P	N	P	P	P	N	N	N	N	N	P	P	N	P	T	P	N	P
Sodium pentachlorophenate (75 percent), sodium salts of other phenols (13 percent)*	T	T	P	N	T	T	P	N	P	P	N	N	N	N	N	N	P	P	N	N	T	T	N	P
p-chlorophenyl - p-chlorobenzenesulfamate*	P	N	N	N	P	P	P	N	N	P	N	N	N	N	N	N	N	P	N	N	T	P	N	N
Xanthic acid, ethyl sodium salt	N	N	N	N	N	P	N	N	N	N	N	N	P	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Lauryl isoquinolinium bromide (20 percent)*	T	P	N	N	P	P	P	N	T	T	T	T	P	P	N	N	N	P	N	N	N	P	N	N
Mercuric acetate	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	P	T	T	T	T	T	T	T	T
Phenyl mercuric hydroxide	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Phenyl mercuric nitrate	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Organic acids																								
Acetic acid	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
4, chloro- α -toloxyacetic acid	T	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
2, 4 dichlorophenoxyacetic acid	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	T	P	N	N	T	N	N	N
Iodoacetic acid*	P	P	N	N	T	T	T	T	T	T	P	N	N	N	N	N	P	P	P	N	N	N	N	N
2, 4, 5 trichlorophenoxyacetic acid*	S	N	N	N	T	T	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
3 nitro 4 acetoxibenzoic acid	S	S	N	N	S	S	N	N	N	N	N	N	S	S	N	N	S	N	P	P	S	N	N	N
3 nitro 4 hydroxybenzoic acid	S	S	P	P	S	S	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	S	S	P	P	S	S	N	N
3 nitro 4 methoxybenzoic acid	N	N	N	N	P	N	N	N	P	P	N	N	P	N	N	N	T	P	P	P	N	N	N	N
Alcohols, aldehydes, ketones																								
4, 4 dichloro- α -methylbenzhydryl	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Terpine alcohol (85 percent pine oil)*	T	N	N	N	P	P	P	N	N	N	N	N	T	N	N	N	P	P	P	N	N	N	N	N
di-(p-chlorophenyl) methyl carbinol*	P	P	N	N	T	T	T	T	T	T	T	T	T	P	N	N	T	T	T	T	T	T	T	T
2, 3 dichloronaphthoquinone	P	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	P	N	N	N	T	T	P	N	T	T	T	T
Salicylaldehyde	P	N	N	N	P	N	N	N	P	N	N	N	P	N	N	N	T	P	P	P	T	P	P	P
Vanillin	N	N	N	N	N	N	N	N	P	N	N	N	P	N	N	N	T	P	P	P	T	P	P	P
Dimethylaminobenzaldehyde	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Substituted hydrocarbons																								
Benzene hexachloride, alpha isomer	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Benzene hexachloride, beta isomer	P	P	N	N	P	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Benzene hexachloride, delta isomer	N	N	N	N	N	P	N	N	P	P	N	N	N	N	N	N	P	T	T	T	P	P	P	N
Benzene hexachloride, gamma isomer	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Benzene hexachloride, gamma isomer, tech*	N	N	N	N	N	N	P	P	N	N	P	N	N	N	N	N	P	P	P	P	N	N	N	N
Cumene hydroperoxide (commercial)	P	P	N	N	T	T	N	N	N	N	N	N	T	P	N	N	N	P	N	N	T	T	N	N
Dichloro diphenyl trichloroethane*	N	N	N	N	T	T	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	P	N	N	N	N	N	N
2-benzoyl 1, 3 dichloropropane (50 percent activo)	T	T	P	P	T	T	T	T	P	P	N	N	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Chlorinated camphene (60 percent)*	P	P	P	P	T	T	T	P	P	N	P	N	N	N	N	N	P	P	P	P	T	P	N	N
Chlorinated benzene (no. 1)*	T	T	T	T	T	T	T	P	T	P	P	P	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Chlorinated benzene (no. 2)*	T	T	P	P	T	T	T	T	N	N	N	N	P	N	N	N	T	T	P	P	T	P	N	N
Chlorinated benzene (no. 3)*	T	T	T	T	T	T	T	T	N	P	N	N	P	N	N	N	T	T	T	T	T	T	T	T
Alkyl aryl bromide, aqueous solution*	N	N	N	N	T	T	T	T	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N

* Obtenidos como productos comerciales.
 T - Tóxico
 P - Parcialmente tóxico
 N - No-tóxico
 S - Estimulante
 N', P', T' - Se substituyó Gloeocopsa por Microcystis.

TABLA 1.- Toxicidad de Productos Químicos a las Algas" (Continuación)

Período de incubación (días)	Cylindrospermum				Microcystis				Scenedesmus				Chlorella				Gomphonema				Nitzschia			
	3	7	14	21	3	7	14	21	3	7	14	21	3	7	14	21	3	7	14	21	3	7	14	21
Phenols																								
Tetrachlorophene	T	P	N	N	N	N	N	N	P	P	N	N	P	N	N	N	N	N	N	N	T	N	N	N
2 tertiary-butyl-4, 6 dinitrophenol	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	P	N	N	S	N	N	N	N	N	N	P
Dinitro-o-secondary butylphenol	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Picric acid	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Quarternary ammonium compounds																								
Methyldodecylbenzyl trimethyl ammonium chloride (50 percent), 50 percent H ₂ O*	T	P	N	N	P	N	N	N	T	T	T	N	P	P	N	N	T	T	T	T	T	T	T	N
Cetyldimethyl ammonium bromide (2 percent), alkylate ether alcohol (10 percent), 85 percent Inert*	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Dodecylacetamido dimethyl benzyl ammonium chloride (100 percent)*	P	P	P	N	T	P	P	N	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
High molecular alkyl-dimethyl-ammonium chlorides (10 percent)*	P	P	N	N	N	N	N	N	N	P	N	N	P	N	N	N	N	N	N	N	P	N	N	N
Mixed trimethyl and trimethyloctadecyl-enyl and ammonium chlorides (25 percent), 75 percent H ₂ O*	N	N	N	N	N	N	N	N	N	P	N	N	N	S	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Methyl dodecyl benzyl trimethyl ammonium chloride plus tridecyl methyl hydroxy ethyl imidazolium chloride (10 percent), 90 percent H ₂ O*	N	N	N	N	N	N	N	N	P	P	P	N	P	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Amines, amide derivatives																								
Alpha naphthylamine	N	P	N	N	T	T	T	T	P	P	N	N	T	P	N	N	T	T	P	P	T	P	N	N
Beta naphthaquinoline	P	P	P	P	N	N	N	N	P	P	P	P	P	P	N	N	T	T	P	P	T	P	N	N
2, 4 dinitrophenylhydrazine	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Thiocarbamide	N	N	N	N	P	P	P	N	P	P	P	N	N	P	N	N	P	P	N	N	P	P	N	N
3-(p-chlorophenol)-1, 1-dimethylurea*	P	P	T	T	T	T	T	T	T	T	P	P	T	P	P	N	P	P	P	T	T	T	T	T
Rosin amine compounds																								
Rosin amine D acetate (50 percent solution)*	T	T	T	T	T	T	T	T	P	P	N	N	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Rosin amine D sulfate, wettable powder (75 percent active)*	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	P	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Diethanol rosin amine D acetate (70 percent active)	T	T	T	T	T	T	T	T	N	P	P	P	T	T	P	N	T	T	T	T	T	T	T	T
Emulsifiable rosin amine D (85 percent active)	T	T	T	T	T	T	T	T	T	P	P	N	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Emulsifiable rosin amine D pentachlorophenate (40 percent active)	T	T	P	N	P	P	P	N	N	N	N	N	T	T	N	N	T	T	P	N	T	T	T	T
Sodium carboxyethyl rosin amine (10 percent solution)	N	N	P	N	P	P	P	N	N	N	N	N	N	N	N	N	T	N	N	N	N	N	N	N
Emulsified rosin amine derivative (40 percent active)	P	P	N	P	T	T	P	N	P	P	P	P	P	N	N	N	T	T	T	T	T	T	T	T
N (3-aminopropyl) rosin amine D diacetate (28 percent active)	T	T	T	P	T	T	T	T	P	P	P	P	T	T	T	P	T	T	T	T	T	T	T	T
Antibiotics																								
Acti-dione*	P	P	N	N	N	N	N	N	T	T	T	T	T	P	N	N	N	T	T	T	T	T	T	T
Aerosporin-polymyxin B (sulfate)*	P	P	T	T	T	T	T	T	T	T	T	N	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Penicillin G, potassium (crystalline)*	P	P	N	N	T	T	T	T	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Streptomycin sulfate*	T	T	T	T	T	T	T	T	P	P	T	T	N	N	N	N	N	N	N	N	N	T	T	T
Terramycin*	P	P	N	N	T	T	T	T	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	T	P	N	N

*Obtenidos como productos comerciales.

T - Tóxico S - Estimulante
P - Parcialmente tóxico N', P', T' - Se substituyó Gloeocopsis
N - No tóxico por Microcystis.

Otra prueba preliminar para busca de algicidas, fué la investigación de Fitzgerald y otros (16), de 300 compuestos químicos y sus efectos sobre las algas azul-verdes; para esta prueba con Microcystis Aeruginosa y Alphanizomenon Flosague. Estas algas se desarrollaron en matraces Erlen Meyer de 125 ml. con 75 ml. de una solución Chu #10, bajo iluminación continua fluorescente, a una temperatura de 22°C. Los productos químicos probados se agregaron cinco días después de la inoculación, cuando los cultivos tenían más de un millón a dos millones de células por ml, y se hallaban entrando a la fase de crecimiento logarítmico. Los efectos de los productos químicos sobre los cultivos, se de terminaron por compresión con los controles. Las células se examinaron al microscopio para determinar los grados de desintegración después de 24 horas de agregado el producto químico y la falla en el crecimiento de los cultivos tratados en subcultivos, se utilizó para determinar las dosis letales mínimas.

Los productos químicos se prepararon en soluciones concentradas y se agregaron porciones alícuotas a los cultivos individuales para obtener las concentraciones deseadas; en las pruebas iniciales se emplearon concentraciones de 10 a 20 mg/lto. Los compuestos que se hallaron tóxicos, se probaron a diluciones mayores, hasta alcanzar la dosis letal mínima. Las sustancias químicas halladas como efectivas de acuerdo con estos experimentos iniciales, deberán someterse a estudios más extensivos en laboratorio y campo. Finalmente, deben estudiarse otros factores importantes, tales como su efecto toxicológico sobre organismos terrestres, mamíferos, peces y otros organismos acuáticos, pruebas de degradación y de residuos, facilidad de manejo y costos. Todo lo anterior debe considerarse antes de recomendar los nuevos algicidas para usarse en el agua para abastecimiento de poblaciones.

Algunos de los compuestos químicos más prometedores (de acuerdo con las pruebas preliminares de selección y estudios de toxicidad) se presentan en los siguientes párrafos.

ALGICIDAS PROMETEDORES. Los resultados de Fitzgerald y otros, indicaron que la 2, 3- dicloro naftoquinona es una algicida - prometedor y que es tóxico a las algas azul-verdes que producen grandes desarrollos.

Mientras que muchos de los compuestos-probados fueron tóxicos a concentraciones de 10 a un mg/lto, algunos compuestos de estructura tipo quinona, son tóxicos en concentraciones menores de un miligramo por litro; con el 2, 3- dicloro naftoquinona, la concentración letal es tanbaja como 2 microgramos por litro, bajo las condiciones de prueba empleadas.

Este compuesto (2, 3 dicloro naftoquinona) es selectivo, ya que es tóxico para las algas azul-verdes, pero no es tóxico para la mayoría de las algas verdes o plantas acuáticas superiores. En muchas pruebas de corta duración, no tuvo efectos tóxicos en los peces ni en otros organismos acuáticos. Son necesarios estudios más detallados y prolongados para asegurarse de que los peces y otros organismos son resistentes al 2, 3-DNQ. Algunas pruebas de campo en barriles, tanques y lagunas conteniendo crecimientos de algas en aguas de lagos y en aguas negras, indicaron que este compuesto, aún en bajas concentraciones (de 10 a 100 microgramos por litro) fue efectivo eliminando selectivamente las algas azul-verdes productoras de grandes desarrollos, aún cuando se encontrasen estas algas en grandes cantidades. Fitzgerald y Skoog (20) efectuaron pruebas a escala grande, sobre la efectividad del 2, 3-DNQ para controlar los crecimientos excesivos de algas azul-verdes en lagunas de Spaulding, Wisconsin.

Las aplicaciones por aspersion de este compuesto, dieron una concentración final de 0.03 a 0.055 miligramos por litro, eliminando en forma eficiente, aún los grandes crecimientos de las especies de algas verdes-azules. El tratamiento no tuvo efectos dañinos observables en las algas verdes, plantas acuáticas superiores, peces ni zooplancton. Sin embargo, es necesario tener información adicional en lo que se refiere a su aplicación, dosis y frecuencia del tratamiento, antes de que-

puedan obtenerse conclusiones definitivas, para determinar si la práctica de usar 2, 3- DNQ mejora al uso de sulfato de cobre, desde el punto de vista de costo y eficiencia. En la tabla 2, se presenta la toxicidad del 2, 3- DNQ a cultivos juvenes de diferentes especies de algas.

En trabajos previos de Palmer y Maloney (17) se desarrolló un método para la selección preliminar de algicidas potenciales. En este procedimiento de búsqueda, se probaron varios compuestos químicos en concentraciones de 2/mg/lto. para determinar su efecto tóxico sobre seis especies de algas representativas. Continuando estos trabajos, Maloney y Palmer (21) han efectuado pruebas mas extensivas con seis de los compuestos químicos que se mostraron como algicidas prometedores.

Las pruebas se diseñaron para indicar: las concentraciones mínimas de sustancia química capaces de controlar las algas, si eran selectivos o generales en sus efectos algicidas así como la toxicidad de c/u. de ellos a los peces.

Los seis compuestos químicos seleccionados para efectuar las pruebas fueron: sulfato de cobre; 2, 3-dicloro naftoquinona, (2, 3 DNQ); cloruro amónico del dodesilacetamido dimetil bencil (DAC); acetato de rosinamina D (RADA); sulfato de rosinamina D (RADS) y el dimetil ditio carbamato de zinc (ZDD).

El procedimiento empleado fué muy parecido a el usado en las pruebas preliminares de selección, de los trabajos de Palmer y Maloney (17) con la excepción de que para cada compuesto químico, se usaron catorce concentraciones diferentes, en vez de una sola y cada uno de las diferentes concentraciones, se probaron en 30 cultivos de algas diferentes, en vez de 6 especies.

Para mas detalles sobre el procedimiento y condiciones de pruebas se recomienda al lector, estudiar el trabajo de Palmer y Maloney (21).

Los resultados de las eficiencias relativas de los seis compuestos, se presentan en las tablas 2, 4, y 5. La tabla 3 ---

TABLA 2: Toxicidad de 2, 3 - Dicloronaftoquinona a cultivos juvenes de diversos especies de algas (16).

ESPECIES DE ALGAS:	Superviviencia (porciento des pués de tratamiento con 2, 3 dicloronaftoquinona (µ/l).				
	0	5	10	15	100
Productoras de grandes desarro llos: Azul-verdes.					
Microcystis aeruginosa.	100	0	0	0	0
Microcystis Incerta.	100	0	0	0	0
Anabaena Circinalis.	100	0	0	0	0
Gloeotrichia Echinulata.	100	0	0	0	0
Aphanizomenon Flos Aquae.	100	0	0	0	0
No Productoras de grandes desarrollos: Azul-verdes.					
Anacystis Marina.	100	75	0	0	0
Coccochloris Peniocystis.	100	100	100	100	-
Gloeocapsa Alpicola.	100	100	100	100	75
Lyngbya Eirger.	100	100	100	100	0
Plectonema Nostocorum.	100	100	100	100	25
Nostoc Muscorum.	100	100	100	75	0
Nostoc Commune.	100	100	100	100	10
Calothrix Parientina.	100	100	100	100	75
Algas Verdes:					
Chlorella Pyrenoidosa.	100	100	100	100	75
Scenedesmus sp.	100	100	100	100	5
Clamydomanas sp.	100	100	100	50	0
Stigeoclonium sp.	100	100	100	100	0
Stichococcus sp.	100	100	100	100	50
Diatomeas:					
(1 especie).	100	100	100	100	50

TABLA 3: Seis Compuestos Químicos Ordenados por Aumento de Toxicidad para Seis Especies de Algas. (21)

ESPECIES DE ALGAS.	Orden de Toxicidad por cada especie:					
	CuSO ₄ 5 H ₂ O	2,3- DNQ	DAC	RADA	RADS	ZDD
Algas Azul-Verdes:						
Calothrix Braunii.	5.5	5.5	3.5	1.5	3.5	1.5
Cylindrospemum-licheni forme.	4.5	6.0	4.5	2.5	2.5	1.0
Microcystis Aeruginosa.	4.0	4.0	6.0	2.0	4.0	1.0
Nostoc Muscorum.	6.0	3.5	3.5	1.0	3.5	3.5
Phormidium Tenue.	5.0	6.0	1.0	3.0	3.0	3.0
Plectonema Nostocorum.	2.5	2.5	4.5	4.5	6.0	1.0
Symploca Erecta.	6.0	5.0	2.0	1.0	3.5	3.5
T o t a l.-	33.5	32.5	25.0	15.5	26.0	14.5
Algas-Verdes:						
Ankistrodesmus Falcatus	2.5	6.0	4.5	4.5	2.5	1.0
Ankistrodesmus Falcatus Acicularis.	5.5	5.5	2.0	2.0	4.0	2.0
Chlamydomonas Communis.	5.5	5.5	2.0	4.0	2.0	2.0
Chlamydomonas Paradoxa.	5.0	5.0	2.5	2.5	5.0	1.0
Chlorella Variiegata.	2.0	6.0	2.0	2.0	4.5	4.5
Chlorococcum Botryoides.	3.5	6.0	3.5	1.0	3.5	3.5
Chlorococcum Hunicola.	2.5	6.0	4.5	2.5	4.5	1.0
Coccomtxa Simplex.	1.0	6.0	2.0	3.5	5.0	3.5
Coelastrum Proboscideum.	4.0	6.0	2.0	4.0	4.0	1.0
Gloeocystis Grevillei.	4.0	6.0	4.0	1.0	2.0	4.0
Mesotaenium Caldariorum.	5.0	6.0	2.0	4.0	2.0	2.0
Oocystis Lacustris.	5.0	6.0	1.0	3.0	3.0	3.0
Oacystis Marsonii.	4.5	6.0	1.0	2.5	4.5	2.5
Scenedesmus Basilensis.	4.5	6.0	1.0	2.5	4.5	2.5

Continúa.

TABLA 3: Seis Compuestos Químicos Ordenados por Aumento de Toxicidad para Seis Especies de Algas, (21) **Continuación.**

ESPECIES DE ALGAS.	Orden de Toxicidad por cada especie:					
	CuSO ₄ 5 H ₂ O	2,3-DNQ	DAC	RADA	RADS	ZDD
Algas-Verdes:						
Scenedesmus Obliquus.	5.5	6.0	1.0	3.5	2.0	3.5
Spharella Lacustris.	4.0	6.0	5.0	1.0	3.0	2.0
Stigeoclonium Nanum.	5.0	6.0	2.5	2.5	4.0	1.0
T o t a l.-	68.5	100.0	42.5	46.0	60.0	40.0
Diatomeas:						
Achnanthes Linearis (1).	5.0	6.0	4.0	2.5	2.5	1.0
Achnanthes Linearis (2).	5.5	5.5	3.5	2.0	3.5	1.0
Gomphonema Parvulum.	3.5	6.0	5.0	3.5	2.0	1.0
Nitzschia Palea (1).	4.0	6.0	5.0	2.0	2.0	2.0
Nitzschia Palea (2).	5.5	5.5	3.5	3.5	2.0	1.0
Nitzschia Palea (3).	5.0	5.0	2.5	2.5	5.0	1.0
T o t a l.-	28.5	34.0	23.5	16.0	17.0	7.0
Gran T o t a l.-	130.5	166.5	91.0	77.5	103.0	61.5

TABLA 4: Porcientos de Especies de Algas, Controladas. (21)

Compuestos Probados.	o/o de especies controladas.				
	Conc. mg/1.	Az-Verdes (7 esp.)	Verdes (17 esp.)	Diatomeas (6 esp.)	Todas las especies. (30 esp.)
Sulfato de Cobre (CuSO ₄ 5 H ₂ O)	2.00	57	35	100	53
	1.00	43	29	50	37
	0.50	28	0	33	13
	0.25	0	0	0	0
2,3-Dichloro naphoquinona (2,3-DNQ)	2.00	43	6	83	30
	1.00	43	0	17	13
	0.50	28	0	0	7
	0.25	0	0	0	0
Dodecylacetamido Dimethyl Benzyl Ammonium Chloride (DAC)	2.00	100	76	100	87
	1.00	57	59	100	67
	0.50	14	29	33	27
	0.25	14	0	0	3
Acetato de Rosin Amine D (RADA)	2.00	100	82	100	90
	1.00	86	47	100	67
	0.50	57	18	100	43
	0.25	14	12	50	20
Sulfato de Rosin Amine D (RADS)	2.00	86	53	100	70
	1.00	57	29	100	50
	0.50	28	24	67	33
	0.25	0	0	67	13
Dimetil ditio carbamato de-zinc (ZDD)	2.00	100	88	100	93
	1.00	86	47	100	67
	0.50	57	35	100	53
	0.25	43	18	100	40

TABLA 5: Toxicidad a los Peces, de Seis Compuestos Químicos (21).

Compuestos Probados	Calidad Química Inicial del agua experimentada.						
	TLm -valores, mg/l			OD mg/l	pH	ABC Total mg/l	Dureza mg/l
	24 hr	48 hr	96 hr				
CuSO ₄ 5 H ₂ O	0.19	0.19	0.18	7.5	7.5	34	41
2,3-DNQ	0.24	0.22	0.15	8.0	7.2	36	38
DAC	0.72	0.65	0.65	7.8	7.6	34	30
RADA	0.23	0.23	0.23	8.0	7.7	34	37
RADS	0.33	0.18	0.16	7.5	7.4	20	23
ZDD	0.02	0.01	0.008	7.0	7.5	34	32

Animal de prueba: *Pimephales Promelas* (fathead minnow) pez forrajero que sirve de alimento a tilapia.

Dureza: al versenato.

TABLA 6: "Toxicidad comparativa del Sulfato de cobre y permanganato de Potasio" (25).

Algas	PARA PREVENIR EL CRECIMIENTO		PARA MATAR EN 12 HORAS		PARA MATAR EN 72 HORAS	
	CuSO ₄ 5 H ₂ O	KMnO ₄	CuSO ₄ 5 H ₂ O	KMnO ₄	CuSO ₄ 5 H ₂ O	KMnO ₄
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.025	4.0	0.1	5.0	0.1
<i>Anabaena circinalis</i>	0.1	1.0	0.1	1.0	0.1	1.0
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	0.1	3.0	0.1	3.0	0.1	3.0
<i>Oscillatoria rubescens</i>	0.4	4.0	0.4	4.0	0.1	4.0
<i>Oscillatoria chalybia</i>	0.1	2.0	0.8	4.0	0.8	2.0
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	0.2	2.0	6.0	3.0	0.6	3.0
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0.4	4.0	8.0	12.0	8.0	8.0
Diatom	0.4	1.0	8.0	1.0	8.0	1.0

Todas las cantidades están en mg/l

indica las propiedades algicidas generales de estos compuestos, arreglados los seis compuestos en orden a su toxicidad para cada especie de alga. Un valor de uno, indica que ese compuesto químico es el más efectivo. Si dos o mas compuestos químicos tienen la misma eficiencia relativa, se da un valor promedio, la suma de los valores de cada compuesto químico indica su eficiencia, siendo máxima la eficiencia cuando la suma es menor. La tabla 4 de los porcentajes de especies de algas controladas por los seis compuestos, a cuatro concentraciones diferentes. La tabla 5 presenta los datos sobre toxicidad de estos compuestos a los peces.

Los resultados de estos trabajos efectuados por Palmer y Maloney (21) indican que el dimetil ditiocarbamato de zinc (ZDD) es extremadamente efectivo para controlar el crecimiento de algas, pero su toxicidad a los peces podría limitar su utilidad como algicida. Tanto el cloruro amónico del dodecilacetomidodimetil bencil (DAC) y el acetato de rosinamina D (RADA), tienen gran potencialidad como algicidas. El DAC es mejor debido a su comparativamente menor toxicidad a los peces, siendo particularmente efectivo contra las algas verdes, que comunmente son resistentes a los algicidas.

El sulfato de cobre, substancia que se ha usado extensamente como algicida por muchos años, no es tan efectivo en su toxicidad general como cuatro de los compuestos químicos probados. Esto podría deberse a la naturaleza química del medio de cultivo empleado en este trabajo.

Bajo condiciones de pH y alcalinidad altos, el sulfato de cobre se precipita o forma complejos insolubles reduciéndose su efecto tóxico.

El sulfato de rosinamina D (RAS) exhibió alguna selectividad tóxica a las diatomeas, aún cuando RAS se asemeja químicamente a RADA parece que este último tiene mayor potencial para emplearse como algicida. Finalmente el derivado de la quinona 2-3 DNQ no dió indicaciones de ser algicida general pero si mostró toxicidad selectiva para ciertas especies de algas azul-verdes.

Fitzgerald y Faust (22) iniciaran investigaciones sobre: sulfato de cobre productos comerciales del cobre, Algeeclear y Cuprose; dos formulaciones de Algimycin; 200, MT-4; cinco productos de amonio-cuaternario o productos aminados; Steramina, Algimaster, Exalgae C. 2,389 y Armazide. La mayoría de estos compuestos son productos comerciales disponibles para usarse en albercas. De estos compuestos las dos formulaciones de Algimycin, 200 y MT-4, fueron los mas efectivos en su propiedades algicidas.

El uso de permanganato de potasio como algicida, a sido reportado por varios autores. Blakeway (23) estableció que el crecimiento de las algas podia ser controlado en depósitos tratados con permanganato de potasio, a una tasa de 3 a 7 lbs/millón de galones. Pearsall y otros (24) indicaron que el permanganato de potasio poseía virtudes adicionales a su acción algicida, incluyendo la oxidación del material orgánico y el control de los olores. Fitzgerald (25) reportó que el uso del permanganato de potasio para tratar agua cruda en recipientes, podría ser ventajoso cuando las especies de algas fueran desconocidas o cuando tubieran diferentes susceptibilidades al sulfato de cobre. Debido a que se sabe que el permanganato de potasio auxilia a eliminar los olores y sabores producidos por algas descompuestas o de otras fuentes, y auxilia en la eliminación de fierro y manganeso, su uso puede tener propósitos multiples.

Los resultados de pruebas efectuadas para determinar las concentraciones necesarias de permanganato de potasio y sulfato de cobre, para evitar el crecimiento ó muerte (en 12 ó 72 horas de tratamiento) a seis especies de algas, se presentan en la tabla 6. Siete de ellas son reconocidas como obstructoras de filtros o productoras de olores y sabores. Los resultados mostraron que el tratamiento con permanganato de potasio a concentraciones de 1 a 5 Mg/l, era suficiente para matar a 7 de las 8 especies de algas, notándose en cambio que la susceptibilidad al sulfato de cobre, variaba en rango de 3 de las especies verde azules (productoras de grandes desarrollos) eliminada con 0.1 mg/l. de sulfato de cobre, a 2 especies taponeadora

de filtros no eliminados hasta con 8.0 mg/l.

PROBLEMAS DE INVESTIGACION:

No hay aún sustituto para el sulfato de cobre. Todos los algicidas anteriores aún se encuentran en las fases de desarrollo. La razón de ello son los procedimientos de prueba necesarios para certificar un algicida, antes de que pueda ponerse en el mercado.

Como se estableció en capitulos precedentes, antes de que pueda recomendarse un algicida para usarse en abastecimiento de agua para consumo humano, deberan considerarse un número de factores importantes. Entre ellos pueden mencionarse estudios sobre toxicidad a los mamíferos, terrestres, peces y otros organismos acuáticos. Deberán efectuarse estudios de degradación y de los residuos, para determinar como afectarían los algicidas, al ambiente, la facilidad de manejo y por supuesto también deberá tomarse en cuenta el costo.

Estas pruebas y estudios necesarios podrían costar de 2 a 3 millones de dólares y podrían llevarse varios años para completarlos. El costo y el tiempo han hecho que muchas compañías fabricantes de productos químicos abandonen los estudios de algicidas potenciales, existiendo además otros problemas. No hay procedimientos ó guías que especifiquen las pruebas necesarias antes de que un algicida pueda ponerse en el mercado.

La fuerte competencia entre las compañías productoras de sustancias químicas hace poco factible su colaboración entre sí. Así, cada Compañía de productos químicos por si misma ó a través de agencias externas, debe obtener todos los datos necesarios sobre los algicidas nuevos.

Finalmente debido a que el sulfato de cobre trabaja bastante bien como algicida y a su bajo costo, los nuevos algicidas deberán ser más efectivos que el sulfato de cobre ó bien capaces de competir económicamente con él. Por tales razones se encuentra estancado el desarrollo de nuevos algicidas para uso en aguas potabilizables.

SUGESTIONES PARA TRABAJOS FUTUROS:

Las areas que necesitan mayor estudio para el desarrollo de algicidas incluyen:

- 1.- Establecer una guía para:
 - a) selección preliminar de algicidas potenciales.
 - b) pruebas adicionales para los algicidas potenciales mas prometedores.
 - c) determinar que pruebas son necesarias antes de que un algicida se ponga en el mercado.

2.- La estandarización de pruebas y condiciones de prueba de tal forma que puedan compararse con mayor facilidad los resultados.

3.- Mejores registros de las pruebas, recopilación y publicaciones sobre los nuevos algicidas, a través de agencias gubernamentales y privadas para evitar la duplicidad de esfuerzos.

Desarrollo de un programa educativo para operadores de plantas para tratamiento de agua, en los que se incluyan la indentificación de las algas productoras de inconvenientes y creación de sistema para registrar los métodos efectivos para tratar estas algas productoras de inconvenientes.

Muchas de la información concerniente a la selección y prueba de algicidas potenciales, se encuentra ya actualmente disponible en la literatura (16, 17). Sin embargo es necesario que se organicen en una forma aceptable. El someter las guías tentativas a las autoridades competentes para su crítica, las llevará a su refinamiento y mayor aceptación entre los investigadores.

La revisión de la literatura existente y la consulta con las autoridades, pueden también dar como resultado una estandarización de las pruebas y de las condiciones de prueba, de tal modo que los resultados pueden ser comparados con mayor facilidad.

La unión de los esfuerzos del Departamento de Agricultura, La Administración Federal, El Departamento de Interior del Servicio de Pesca y la Vida Silvestre del Departamento de Salud -- Educación y Bienestar y otros, (E.E.U.U.A.A.) es necesaria para establecer las pruebas requeridas antes de que un algicida pueda entregarse al consumidor

POSIBILIDADES EN EL FUTURO:

En el futuro el control de las algas productora de problemas, podrá lograrse mediante el uso de sus párasitos naturales. -- Ciertos virus y hongos, son efectivos contra ciertas algas. -- Datos tomados de los estudios efectuados por Safferman y Morris (26) muestran el poder destructivo de ciertos virus sobre las algas verdes (virus BGA). En las pruebas de laboratorio, ocurrió la destrucción completa de los crecimientos objetables de algas azules-verdes, en unos 7 días después de su tratamiento con virus BGA. La degeneración gradual de las algas problema, puede afectar el ambiente ecológico, en menor grado, que la ocurrencia de su muerte rápida. La estabilidad de virus BGA parece corresponder en forma apegada al patrón de crecimiento de su huésped (algas).

Por lo tanto un ambiente que puede soportar un crecimiento denso de algas suceptibles, parece ser adecuado para soportar a los virus, parece poco probable que el agente pueda infectar otras plantas o animales y se espera no hallar problemas de toxicidad para poder tratar los abastecimientos de aguas con tales agentes.

Canter y Lund (27) han estudiado la relación de hongos parásitos con algunas algas en los lagos ingleses. En sus estudios no pudieron determinar si los hongos eran los causantes de la disminución de algas presentes ó si las algas se hicieron suceptibles a otros factores.

Aún cuando no se han reportado otros algicidas biológicos, parece que es solo cuestión de tiempo para que se hallen más agentes. Las aplicaciones prácticas de estos métodos dependen

de un programa intenso de búsqueda. Nuevamente, el costo de esta búsqueda puede prohibir su desarrollo.

El desarrollo de algicida en el futuro próximo parece promisorio. En una comunicación reciente con el Dr. P. Fitzgerald de la Universidad de Wisconsin indica que un algicida nuevo Algimycin-PLL. puede competir económicamente con el sulfato de cobre.

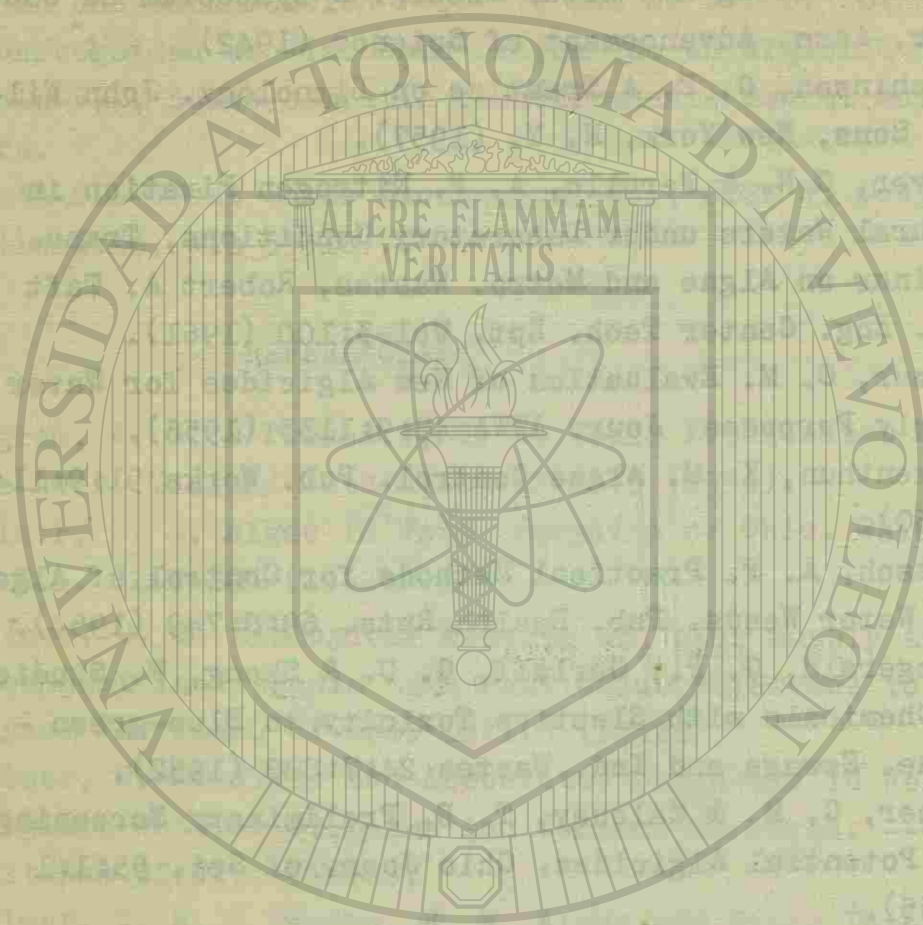
(Algimycin-PLL Great Lakes Biochemical Co., 6120 W. Douglas Ave. Milwaukee, Wis 53318).

REFERENCIAS:

- 1.- Ingram, W. M. & Prescott, G. W. Toxic Fresh-water Algae. The Amer. Midland Naturalist 52:1:75 (1954).
- 2.- Palmer, C. M. Algae in Water Supplies of Ohio. Ohio Jour of Sci. 62:5:225 (1962b).
- 3.- Palmer, C. M. Biological Aspects of Water Supply and Treatment in Virginia with Particular Reference to - Algae. Va. Jour. of Sci. 18:1:6 (1967a).
- 4.- Palmer, C. M. Algae and Associated Organisms in West Virginia Waters: Problems and Control Measures. ---- Castanea 32:123 (1967b).
- 5.- Palmer, C. M. & Poston, H. W. Algae and Other Interference Organisms in Indiana Water Supplies. Jour. AWWA 48:10:1335 (1956).
- 6.- Laughlin, H. F. Palatable Level with the Threshold - Odor Test. Taste and Odor Control Jour. 20:8:1 (1954).
- 7.- Palmer, C. M. Algae in Water Supplies. U.S. Dept. of HEW, USPHS Publication 657 (1962a).
- 8.- Gerloff, G. C.; Fitzgerald, G. P. & Skoog, F. The Isolation, Purification and Nutrient Solution Requirements of Blue-Green Algae. The Culturing of Algae, Charles F. Kettering Foundation (1950).
The Culturing of Algae, Charles F. Kettering Foundation (1950).

- 9.- Hassler, A. D. Eutrophication of Lakes by Domestic Drainage. Ecology 28:383 (1947).
- 10.- Liebig, Liebig and After Liebig. A symposium of oacers Amer. Assn. Advancement of Science (1942).
- 11.- Hutchinson, G. E. A Treatise on Limnology. John Wiley and Sons, New York, N. Y. (1957).
- 12.- Sawyer, C N. & Ferullo, A. F. Nitrogen Fixation in Natural Waters under Laboratory Conditions, Trans. Seminar on Algae and Metro. Wastes, Robert A. Taft San. Eng. Center Tech. Rpt. W61-3:100 (1961).
- 13.- Palmer, C. M. Evaluation of New Algicides for Water Supply Purposes. Jour. AWWA 48:9:1133 (1956).
- 14.- Mackenthun, K. M. Algae Control. Pub. Works 91:9:114 (1960).
- 15.- Bartsch, A. F. Practical Methods for Control of Algae and Water Weeds. Pub. Health Rpts. 69:8:749 (1954).
- 16.- Fitzgerald, G. P.; Gerloff, G. C. & Skoog, F. Studies of Chemicals with Slective Toxicity to Blue-green - - Algae. Sewage and Ind. Wastes 24:7:888 (1952).
- 17.- Palmer, C. M. & Maloney, T. E. Preliminary Screening for Potential Algicides. Ohio Jour. of Sci. 55:1:1 (1955).
- 18.- Palmer, C. M. & Maloney, T. E. The Use of Algal Cultures in Experiments Concerned with Water Supply - - Problems. Butler Univ. Bot. Stud. 11:87 (1953).
- 19.- Palmer, C. M. An Incubation Room for Algal Cultures- in Water Supply Taste and Odor Research. Nres Bul. Phycological Soc. Amer. 5:16:9 (1952).
- 20.- Fitzgerald, G. P. & Skoog, F. Control of Blue-green Algae Blooms with 2, 3-Dichloronaphthoquinone. Sewage and Ind. Wastes 26:9:1136 (1954).

Este articulo se tomo de la Revista "Water and Sewage Wastes" Número de Referencia 1970, es una publicación de Scranton Gillette, 35 E. Wacker Dr. Chicago Ill. 60601.

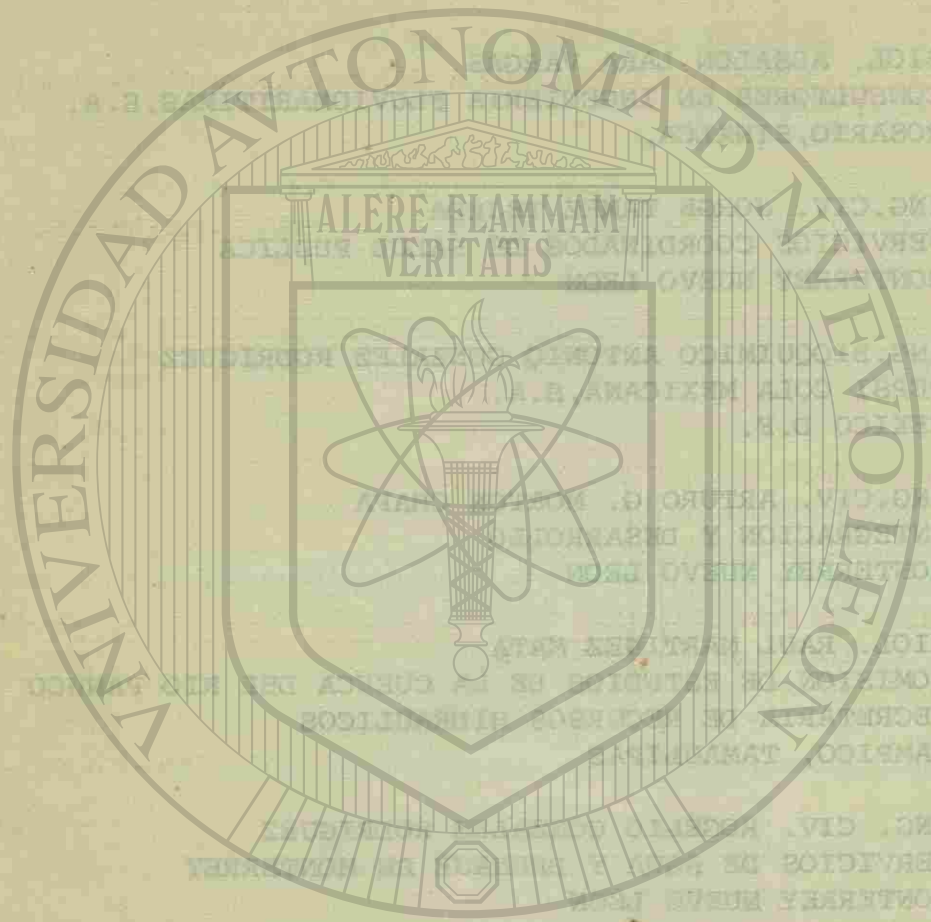


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

RELACION DE ALUMNOS PARTICIPANTES AL CURSO SOBRE
"HIDROBIOLOGIA APLICADA A LA INGENIERIA SANITARIA "
18-22 JUNIO 1973

- 1.- BIOL. ABSALON LARA VARGAS
CONSULTORES EN INGENIERIA FLUVIOMARITIMAS, S.A.
ROSARIO, SINALOA.
- 2.- ING. CIV. JORGE TAMEZ TEJEDA
SERVICIOS COORDINADOS DE SALUD PUBLICA
MONTERREY NUEVO LEON
- 3.- ING. BIOQUIMICO ANTONIO GONZALEZ RODRIGUEZ
PEPSI COLA MEXICANA, S.A.
MEXICO D.F.
- 4.- ING. CIV. ARTURO G. MORTON CHAPA
INTEGRACION Y DESARROLLO
MONTERREY NUEVO LEON
- 5.- BIOL. RAUL MARTINEZ MATA
COMISION DE ESTUDIOS DE LA CUENCA DEL RIO PANUCO
SECRETARIA DE RECURSOS HIDRAULICOS
TAMPICO, TAMAULIPAS
- 6.- ING. CIV. ROGELIO GONZALEZ RODRIGUEZ
SERVICIOS DE AGUA Y DRENAJE DE MONTERREY
MONTERREY NUEVO LEON
- 7.- ING. CIV. JORGE A. MORALES TRUJILLO
SUB-SECRETARIA DEL MEJORAMIENTO DEL AMBIENTE, S.S.A.
MEXICO, D.F.
- 8.- BIOL. JORGE FRANCISCO MOLINA ENRIQUEZ
SUB-SECRETARIA DEL MEJORAMIENTO DEL AMBIENTE, S.S.A.
MEXICO, D.F.
- 9.- ING. CIV. JOSE GONZALEZ LEYVA
COMISION DE ESTUDIOS DE LA CUENCA DEL RIO PANUCO
SECRETARIA DE RECURSOS HIDRAULICOS
TAMPICO, TAMAULIPAS
- 10.- ING. TOPOGRAFO HIDRAULICO SAMUEL VACA DIA
UNIVERSIDAD DE GUANAJUATO, JUNTA ESTATAL DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO DE GUANAJUATO
GUANAJUATO, GTO.

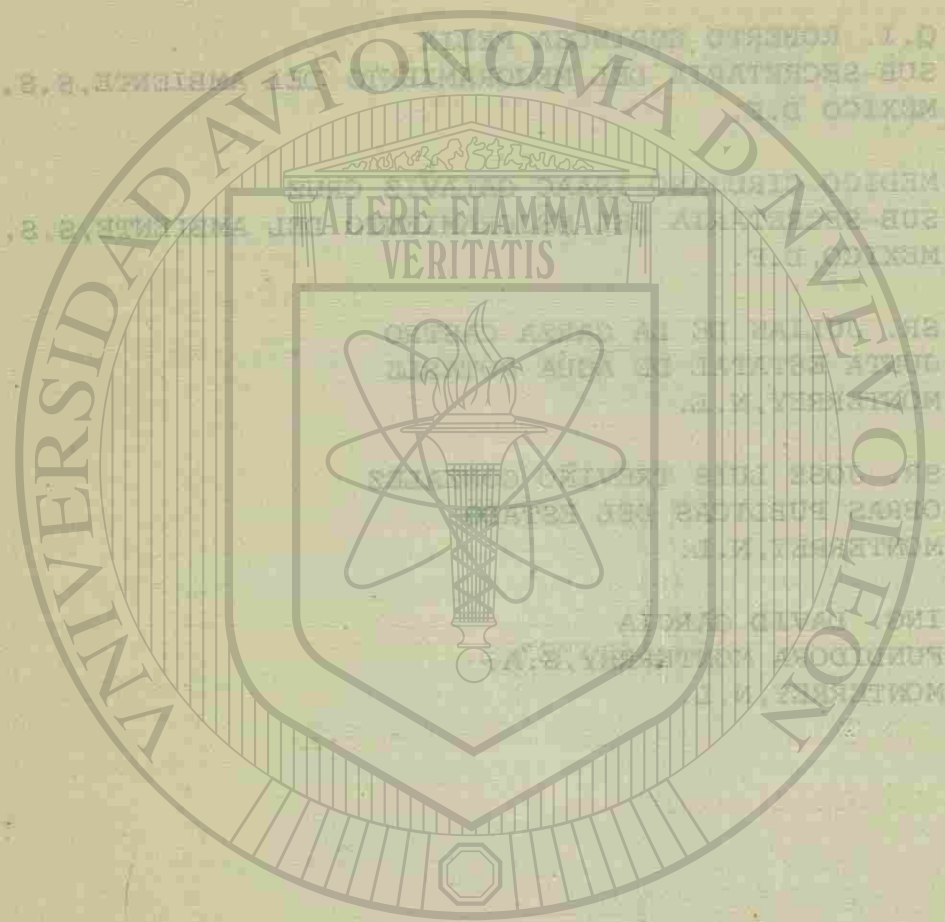


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

- 11.- ING. CIV. ENRIQUE LOPEZ HABIB
CONTRATISTA
JUCHITAN , OAXACA
- 12.- Q.I. ROBERTO ESPINOSA FELIX
SUB-SECRETARIA DEL MEJORAMIENTO DEL AMBIENTE, S.S.A.
MEXICO D.F.
- 13.- MEDICO CIRUJANO ISAAC GALAVIZ CRUZ
SUB-SECRETARIA DEL MEJORAMIENTO DEL AMBIENTE, S.S.A
MEXICO, D.F.
- 14.- SR. JULIAN DE LA GARZA CASTRO
JUNTA ESTATAL DE AGUA POTABLE
MONTERREY, N. L.
- 15.- SR. JOSE LUIS TREVIÑO GONZALEZ
OBRAS PUBLICAS DEL ESTADO
MONTERREY, N. L.
- 16.- ING. DAVID GARCIA
FUNDIDORA MONTERREY, S.A.
MONTERREY, N. L.





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

RELACION DE PROFESORES PARTICIPANTES AL CURSO SOBRE:
HIDROBIOLOGIA APLICADA A LA "INGENIERIA SANITARIA"

18-22 JUNIO 1973

FACULTAD DE INGENIERIA CIVIL, U.A.N.L.

- 1.- ING. BENJAMIN LIMON RODRIGUEZ
- 2.- ING. HORACIO GONZALEZ SANTOS
- 3.- ING. ALEJANDRO RAMIREZ A.

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS, U.A.N.L.

- 1.- DR. JORGE MARROQUIN DE LA F.
- 2.- BIOL. HECTOR GONZALEZ AGUIRRE
- 3.- BIOL. SALVADOR CONTRERAS B.
- 4.- BIOL. HUMBERTO SANCHEZ VEGA
- 5.- BIOL. HOMERO GARCIA CURIEL
- 6.- BIOL. ADOLFO GONZALEZ C.
- 7.- BIOL. JOSE J. ORTIZ H.
- 8.- BIOL. RUBEN ZARATE RICO
- 9.- Q.B.P. HERMINIA MARTINEZ R.

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, U.A.N.L.

- 1.- Q.I. HILDA GALINDO E.

OFICINA SANITARIA PANAMERICANA

- 1.- ING. JORGE TRIVIÑO M.

DIRECCION GENERAL DE USOS DEL AGUA Y PREVENCIÓN DE LA
CONTAMINACION, S.R.H.

- 1.- DR. JORGE AGUIRRE MARTINEZ.



U A N



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECA