

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua de los ríos urbanos, a cuya vera históricamente se han desarrollado las poblaciones, empeora cada vez más debido a la contaminación causada por prácticas tan diversas como las descargas no controladas de agua residual,¹ escurrimientos urbanos y aportaciones del drenaje pluvial, efluentes de plantas de tratamiento de agua residual municipal o industrial, etc. Para acentuar aun más el problema, en la temporada de lluvias, el aumento de volumen de agua en el sistema de alcantarillado rebasa la capacidad del mismo y el agua sin tratar se derrama también hacia los ríos y arroyos.²

A pesar de la situación descrita, actualmente en el mundo muchos ríos urbanos se utilizan en los inventarios de recursos de agua para uso de poblaciones importantes. Tal es el caso de los ríos que forman parte de la cuenca del río San Juan, los que se utilizan para surtir parte de las necesidades de agua de Monterrey, vía la Presa "El Cuchillo", o el Río Pablillo, en Linares, cuyas aguas son captadas por la presa "Cerro Prieto" para desde allí ser bombeadas casi 130 km a su destino final en Monterrey .

La "Calidad del Agua" es el concepto más apropiado para hacer referencia a la carga de contaminantes, o de sustancias de riesgo presentes en el agua.³ Es fundamental que primero sea definido el uso específico a que se destinará el agua, a fin de poder clarificar las condiciones de calidad que ella deba cumplir. Para el caso de agua de consumo humano, existen características o parámetros específicos de calidad que abarcan términos físicos como la dureza, la conductividad eléctrica o el pH, junto con otros de naturaleza química como los iones mayoritarios, los elementos trazas, los metales pesados, los micro-contaminantes orgánicos, los plaguicidas, los derivados del petróleo, etc.^{4,43}

La calidad del agua para consumo humano debe cumplir características que la hagan confiable desde el punto de vista de la salud, es decir, que no cause trastornos a la salud, en lo inmediato, ni el desarrollo de padecimientos a largo plazo. La cantidad de organismos (bacterias) "coliformes totales" y coliformes fecales son tradicionalmente utilizadas como parámetros indicadores para evaluar la calidad microbiológica del agua, con el fin de predecir el riesgo de transmisión de enfermedades originadas por la presencia de organismos patógenos presentes en la materia fecal.⁵ La fiabilidad de los métodos clásicos para evaluar la contaminación fecal es actualmente cuestionada. Esto ocurre por la extrema variabilidad de las condiciones ambientales que puedan afectar la sobrevivencia de las bacterias coliformes y la escasa correlación que se tiene acerca de la presencia de ciertos patógenos específicos.⁶ A lo anterior debe sumarse la demora en obtener los resultados que caracteriza al método de análisis tradicional.

Debido a lo anterior se ha visto incrementado el interés por desarrollar métodos alternos para evaluar los indicadores de la contaminación fecal⁷. Ciertamente es necesario contar con métodos más rápidos y sensibles para el análisis del agua contaminada con materia fecal, ya que los resultados de estos análisis son muy importantes para la salud pública; los métodos clásicos para verificar la calidad del agua no cumplen este requisito. Se han propuesto diferentes métodos analíticos basados en determinaciones no bacteriológicas,^{8,9} los cuales funcionan eficientemente como indicadores de la contaminación fecal.

En este proyecto se busca evaluar el grado de contaminación fecal de cuerpos de agua a través de una técnica analítica basada ya no estrictamente en el conteo o el número de colonias de microorganismos, sino en la evaluación cuantitativa de un grupo de agentes químicos

relacionados con el metabolismo de los mamíferos, tanto humanos como animales. La contaminación fecal del agua será evaluada mediante la medición de la concentración presente de urobilinas, en muestras de agua tomadas de varios ríos.¹⁰ Las urobilinas corresponden a un grupo de compuestos que, junto con los microorganismos mencionados arriba, se hallan presentes en la orina y en las heces de los humanos y los mamíferos, en general.

Las urobilinas son productos de la degradación del grupo hem de la hemoglobina, la cual es convertida en bilirrubina. La bilirrubina se conjuga en el hígado con el ácido glucurónico para formar otro compuesto llamado glucurónida, la cual es excretada por el hígado al duodeno. Una vez en el intestino, la acción de las enzimas bacterianas convierte la glucurónida en varios componentes denominados colectivamente "urobilinógenos". Una porción de este grupo "urobilinógeno" (estimada en un 10% o más) se reabsorbe en la sangre y se vuelve a excretar por el hígado.¹¹ Normalmente se excretan pequeñas cantidades por la orina (1 a 4 mg en 24 horas). Los niveles de urobilinógeno fecal en las personas normales varían entre 50 y 250 mg/día. Parte del urobilinógeno es oxidado en el intestino, pasando a urobilina, o bien se oxida más tarde, en las heces. El urobilinógeno fecal medido incluye el urobilinógeno y la urobilina.¹²

El urobilinógeno y las urobilinas son llamados generalmente urobilinoideos. Estos compuestos han sido cuantificados colorimétricamente utilizando varias reacciones como, por ejemplo, la del aldeído de Erlich's, la de Jaffe-Schlesinger y las de Schmidt's con cloruro de mercurio.¹³

Esos métodos, sin embargo, no son específicos para urobilinoideos, ya que no pueden cuantificar los tres tipos de compuestos. Recientemente, Bull Rosalidn y colaboradores¹⁴ reportaron un ensayo para urobilinoideos usando la técnica de "Cromatografía líquida de alta resolución" (HPLC) con fase

reversa y con un detector de UV; sin embargo, la sensibilidad de este método fue insuficiente para efectuar análisis clínicos.

Los primeros estudios sobre pigmentos biliares se iniciaron con las investigaciones de R..J. Henry,¹⁵ cuando en 1964 determinó el “Urobilonógeno VI “en muestras de orina, como “Urobilinógeno-Aldehido”.

En 1994, Miyabara, Tabata y Suzuki¹⁶ reportaron un método para la separación y la determinación cuantitativa de urobilinas, i-Urobilina y I-estercobilina, usando HPLC con detector de fluorescencia, el cual estuvo basado en la formación de un aducto fosforescente, a partir de urobilinas y iones de zinc.

Piocos y de la Cruz⁶ determinaron, a su vez, 3 indicadores de contaminación fecal: cafeína, urobilina y coprostanol, utilizando esta misma técnica, pero con un detector de fotodiodos.

OBJETIVO GENERAL

Proponer un método alternativo, con un esquema de análisis sobre la base de un indicador químico, más confiable que el tradicional microbiológico, para cuantificar la contaminación fecal en ambientes acuáticos utilizando el método instrumental por espectrofotometría de UV/VIS, para determinar la concentración de urobilina en el agua superficial.

OBJETIVOS PARTICULARES

- I. Realizar muestreos en diferentes puntos, citados en el apartado de muestreo, en tres períodos distintos.

- II. Determinar la presencia de urobilinas por un método analítico de espectrofotometría UV-Visible y por el método microbiológico tradicional del “Número Más Probable (NMP)” de organismos coliformes, a fin de utilizar a las urobilinas como indicadores de contaminación fecal de agua superficial, a lo largo del cauce del Río Santa Catarina, seleccionando además puntos estratégicos en los ríos Pilón y Ramos, así como en la presa “El Cuchillo”, para darle a este estudio un alcance de nivel de cuenca regional.

- III. Determinar su concentración para así establecer al grupo de las urobilinas como indicadores de la contaminación fecal del agua. La investigación será orientada a fin de probar su potencialidad, limitaciones y ventajas, enfocándose a los ríos urbanos que forman parte de la cuenca del río San Juan, como el Santa Catarina, el Pilón y el Ramos, incluyéndose a la presa “El Cuchillo”.

- IV. Analizar los resultados y buscar diferencias entre los grados de contaminación fecal que ambos métodos predicen, el bacteriológico mediante NMP/100 mL y el químico a través de las urobilinas, para así elaborar la explicación a esas diferencias, tomando en cuenta como argumentos cuantitativos la exposición del agua a la luz solar, la presencia de material sólido, el tiempo de permanencia del agua en el acuífero, las variaciones de salinidad posteriores a los mezclados naturales de la agua de diferentes ríos, etc.

V. Evaluar el poder natural de recuperación o, lo contrario, el aumento en los índices de contaminación en el sentido “aguas abajo”, en la región de estudio.

VI. Generar recomendaciones para facilitar el saneamiento y la protección de los cuerpos de agua estudiados .

HIPÓTESIS

La determinación cuantitativa del grupo de urobilinas presentes en un medio acuático, mediante un método analítico espectrofotométrico, es un procedimiento experimental confiable y preciso para medir la presencia de contaminación fecal en esos cuerpos de agua.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES

En un nivel mundial, el primer esfuerzo multinacional serio para tratar los problemas hidrológicos, en relación con los cambios naturales o artificiales en los cuerpos de agua (lagos, ríos, agua subterránea, etc.), fue emprendido por el Consejo Coordinador de la Década Hidrológica Internacional en 1960.¹⁷ Para tal fin, las organizaciones involucradas fueron las siguientes: UNESCO, WHO, FAO, y la IAHS.

Los principales objetivos de ese esfuerzo de coordinación pueden ser resumidos en lo siguiente:

- ♦ Identificar, comprender y predecir los procesos y fenómenos hidrológicos directamente relacionados con la entrada, distribución y degradación de los contaminantes en agua superficial y subterránea.
- ♦ Revisar los efectos conocidos de tales contaminantes sobre cualquier aspecto de los procesos y fenómenos hidrológicos, incluyendo su repercusión sobre el medio ambiente y los seres vivos.

Sin embargo, los problemas y desafíos con los que prontamente se encontró el grupo coordinador de ese esfuerzo internacional fueron los siguientes:

- ♦ Gran heterogeneidad en los recursos disponibles para efectuar los estudios de calidad del agua, por parte de los países involucrados (pobres subdesarrollados, pobres en desarrollo y ricos desarrollados).
- ♦ Un enorme progreso en los métodos y la instrumentación para la investigación sobre la calidad del agua, durante los últimos 20 años, que elevó el costo de inversión para la instalación de los laboratorios dedicados a este tipo de estudios, haciéndolos exclusivos de países

ricos o concentrándolos en la ciudad principal de aquellos países en vías de desarrollo.

- ♦ Un sensible cambio en la apreciación de los problemas de la calidad del agua, pasando de ser vistos como un asunto global a uno de carácter meramente regional, de una manera opuesta a lo que ocurre con la economía y el mercado, con un mayor número de contaminantes que en el pasado.
- ♦ El desarrollo, en la sociedad, de la percepción de un necesario criterio ecológico o ambiental más incluyente, a fin de combinar los aspectos físico, químico, biológico y microbiológico involucrados en el concepto de calidad del agua.
- ♦ Para el caso de los metales pesados y compuestos orgánicos sintéticos, se han desarrollado nuevas estrategias de muestreo y medición.

El agua, aunque presente en forma mayoritaria en la tierra, sólo es tomada desde unas pocas fuentes para abastecer las necesidades de las poblaciones. Es por lo tanto necesario establecer una clasificación de los cuerpos de agua tomados como fuentes de abastecimiento; los que, por cierto, cada vez están más sujetos a la influencia antropogénica.¹⁷ Los tres grupos principales de cuerpos abastecedores de agua son:

- ♦ Ríos, arroyos y corrientes.
- ♦ Lagos, pantanos, embalses y represas.
- ♦ Aguas subterráneas someras y profundas, freáticas y confinadas.

La naturaleza propia del cuerpo de agua, su medio físico, la manera de explotación y la ausencia de medidas de protección, traen a menudo las consecuencias de su abatimiento en calidad y un aumento en el riesgo a la salud de los consumidores. Los parámetros de calidad son muchos y variados, pero entre ellos cabe señalar que los agentes patógenos, causantes de padecimientos asociados con el consumo de agua, incluyen

bacterias y virus, así como a protozoos y helmintos.¹⁸ Ellos son los principales responsables de los agudos problemas de salud y alta mortalidad infantil en los países subdesarrollados. Sin embargo, su detección se hace en forma indirecta, generalmente a través de la medición e identificación de contaminación fecal tomando como parámetro indicador al grupo de las bacterias coliformes.¹⁹

2.1 Distribución del agua en el planeta

El agua es esencial para la vida en la tierra y es con seguridad el recurso más valioso que el planeta nos brinda, muy por encima del oro y del petróleo. El agua posee propiedades únicas como resultado de la habilidad de sus moléculas para tender puentes de hidrógeno, base sobre la cual se apoyan infinidad de procesos y reacciones fundamentales para la vida de la humanidad, los animales y las plantas.

Sin embargo, y en contraposición a su vital importancia, toda el agua dulce que se halla contenida en lagos, ríos, arroyos y represas sólo representa el 0.01 por ciento del total del agua almacenada en la Tierra. Peor aun, la población del mundo y el agua utilizable se hallan distribuidas de manera tan heterogénea, que la disponibilidad local de agua varía ampliamente entre las regiones y entre los países.

Se estima que unos 41 000 km³ de agua retornan a los océanos desde la tierra, por año, balanceando la transportación atmosférica de vapor desde el mar hacia los continentes. De ese total, unos 27 000 km³ llegan al mar por escurrimientos excedentes debidos a inundaciones, lo que no puede evitarse, y otros 5 000 km³ son descargas que se llevan a cabo en zonas inhabitadas. Una porción es retenida por la vegetación del mundo, pero la cantidad no se conoce con precisión.²⁰

Este proceso continuo y global, llamado ciclo Hidrológico, deja alrededor de 9 000 km³ libres para ser explotados por la humanidad, cantidad que teóricamente es suficiente para una población de 20 000 millones de habitantes. Sin embargo, la ya mencionada distribución no equitativa de este recurso, en combinación con el acelerado crecimiento poblacional e industrial por regiones del mundo, causa ya actualmente serios problemas de desabasto y racionamiento en un buen número de países.

El territorio y el medio ambiente proveen las condiciones físicas de las que dependen los habitantes urbanos para desarrollar sus actividades de producción, transporte, comercio, consumo, recreación, descanso, etc . La satisfacción de estas necesidades y cualquier proceso o actividad que implique interacción con los recursos naturales supone, en una forma u otra, un uso del ambiente y, por consecuencia, una transformación de estas condiciones y del entorno ambiental.

2.2 Marco y condiciones geográficas

La dinámica ambiental en las grandes aglomeraciones urbanas industrializadas como la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM), involucra la interacción de diversos factores territoriales, económicos, sociales y demográficos.

Para tener una visión estructural de estos elementos, es necesario primeramente conocer sus características geográficas, las que describen y dimensionan entre otros aspectos las condiciones físicas del territorio, la infraestructura y el equipamiento urbano, dónde se desarrollan las actividades económicas, los procesos sociales y la evolución demográfica, así como las tendencias de los recursos naturales (suelo, agua, bosques, fauna, etc.) y los servicios ambientales.²¹

Es posible que el conocimiento geográfico de la ZMM sirva para referenciar espacialmente algunos de sus fenómenos ambientales, lo cual se consigue

a través de datos básicos como: localización y delimitación geográfica (que sitúa a la región respecto de su entorno estatal y nacional, la extensión como tal o por municipios, la ubicación y densidades de las áreas urbanas), la topografía del terreno (que provee del marco físico y una imagen o acercamiento a la realidad de la zona de estudio) y la caracterización geográfica del terreno por medio de la fisiografía (que mediante la topografía, la geología y otras características, muestra la regionalización de los diversos paisajes metropolitanos).

2.3 Ubicación geográfica y delimitación

Las entidades limítrofes con el estado de Nuevo León, señaladas en la Figura 1.1, son: Coahuila de Zaragoza (que comparte, a su vez, límites con la ZMM) y su ciudad, Saltillo, como capital más próxima a la ZMM, Tamaulipas, San Luis Potosí y, gracias a sólo un punto de confluencia de cuatro estados, Zacatecas. Todos ellos se sitúan a menos de 150 km de Monterrey en línea recta. También se encuentra la franja fronteriza de México con los Estados Unidos de América, aproximadamente dentro del mismo radio.²²

La ZMM se localiza en la parte Centro-Oeste de la entidad y colinda con el estado de Coahuila de Zaragoza en los municipios de Ramos Arizpe y Arteaga. Las demás colindancias son: Al Norte, con los municipios de Mina, Hidalgo, Abasolo, El Carmen, Salinas Victoria y General Zuazua; al Sur, con Santiago y Cadereyta Jiménez, y al Este con Pesquería y Cadereyta Jiménez. El extremo Norte se ubica a 25°58' de latitud norte con la máxima latitud localizada en la colindancia con el municipio de García, y el extremo sur a 25°24' latitud norte, con una latitud mínima en el borde con el municipio de Santa Catarina. El límite oriente de la ZMM se ubica en 99°59' de longitud oeste en la colindancia con el municipio de Juárez y el límite occidental en la meridiana 100°51' de longitud oeste en el borde con el municipio de García .

El territorio de la ZMM abarca una superficie de 3 293 km² equivalente al 5.12% de la superficie del estado de Nuevo León. La ZMM está integrada por nueve municipios: Monterrey, San Nicolás de los Garza, Apodaca, Guadalupe, San Pedro Garza García, Santa Catarina, General Escobedo, García y Juárez. El decreto publicado en el Periódico Oficial del Estado del 30 de Noviembre de 1988 la denomina Zona Conurbada de Monterrey.²¹

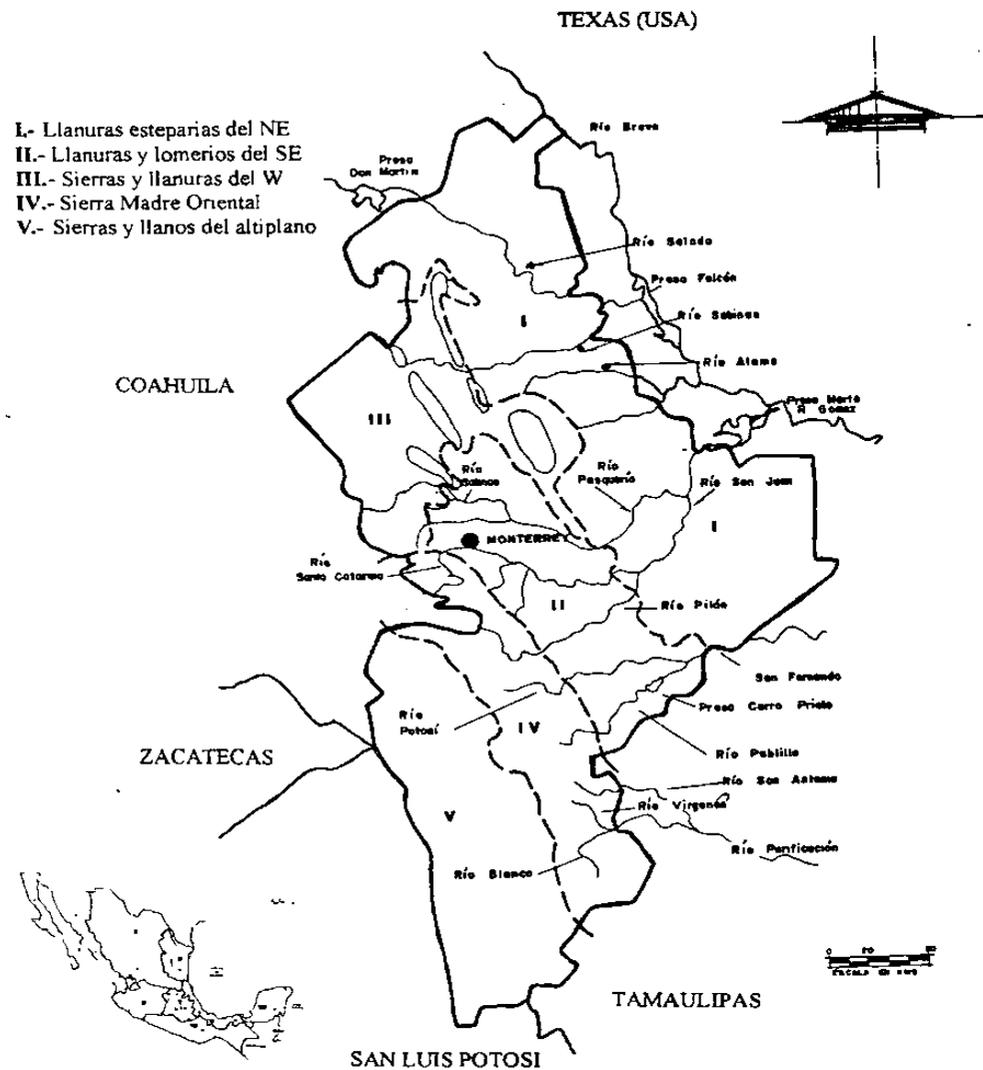


Figura 1.1 Mapa del Estado de Nuevo León

2.4 Topografía.

La topografía, es decir, la configuración de la superficie del terreno de la ZMM, es uno de los elementos más importantes en el análisis de problemas ambientales, ya que considera, en su conjunto, el relieve, la posición de sus ríos y arroyos, los caminos, las ciudades, etc. La topografía es determinante en el comportamiento de los vientos, de los escurrimientos de agua, de la formación de los suelos y de la presencia de vegetación.²¹

En la ZMM, la topografía se manifiesta, para casi todo el municipio de Santa Catarina, con terreno muy accidentado, por la presencia de la Sierra Madre Oriental, pocas vías de comunicación y algunas corrientes intermitentes; en la parte norte del mismo municipio se ubica el área urbana, donde el terreno no presenta cerros elevados sino hasta la Sierra de Las Mitras, que en sus porciones más altas y en toda su longitud marca el límite de cinco de los nueve municipios.²¹

2.5 Hidrología

Los problemas ambientales del agua se encuentran relacionados con todas las funciones del medio natural y con el uso de este recurso por los seres humanos; incluye tanto al agua de la superficie como la existente en el subsuelo y, para su mejor aprovechamiento y manejo, resulta imperativo saber cómo se comporta naturalmente y de qué forma se utiliza.

La ZMM se caracteriza principalmente por una red de corrientes intermitentes, constituida por los arroyos Topo Chico, Las Tinajas, Elizondo y Sabinal, entre otros, y sólo se pueden considerar a algunos tramos de los ríos Pesquería, Santa Catarina y La Silla como de carácter permanente.²¹ En la época de lluvias, regularmente durante los meses de septiembre y octubre (temporada de ciclones y huracanes), esta red toma vida llevando en los cauces de sus arroyos y ríos, un considerable caudal que alimenta a presas del Este del estado, como la Presa El Cuchillo y la Presa Cerro Prieto,

localizadas fuera de la ZMM y en tierras más bajas de los municipios de China y Linares Nuevo León, respectivamente. Estas presas, junto con la Rodrigo Gómez (La Boca) revierten la conducción natural del flujo por medio del bombeo y acueductos que suministran agua a la ZMM.²²

La ZMM pertenece a la cuenca denominada Río Bravo-San Juan; la que, a su vez, es parte de la Región Hidrológica Bravo-Conchos, una de las 37 regiones hidrológicas en que está dividido el país. Asimismo, en la ZMM esta fracción de la cuenca incluye parte de las cinco sub-cuencas siguientes: Río Salinas, Río San Juan, Río Pesquería, Río San Miguel y Río Monterrey.

El río San Juan (Figura 1.2) nace al sureste del municipio de Monterrey, tiene como sub-cuencas intermedias a los ríos Pesquería, San Miguel, Santa Catarina, Ramos y Pilón, así como la presa Rodrigo Gómez, también conocida como "La Boca". Algunos tramos de estos ríos conforman la hidrología superficial más importante de la región metropolitana.²¹ Esta corriente tiene su origen en el arroyo "La Chueca" y desde el flanco Este de la Sierra Madre Oriental corre en dirección SW hasta la presa La Boca (con capacidad de 40 millones de m³ y construida para satisfacer parcialmente las necesidades de agua de Monterrey en la década de 1960).²¹ La presa recibe, además, aportaciones de varios pequeños arroyos perennes provenientes también de la Sierra Madre Oriental.

Por su magnitud e importancia, el río San Juan ha sido objeto de estudios para determinar el grado de contaminación de sus aguas; algunos resultados reflejan el papel de esta corriente como colector público de agua residual,²³ causando contaminación visual, emitiendo malos olores y alterando la salud de los ecosistemas. Los principales factores contaminantes en orden de importancia son: Los productos químicos, los patrones de consumo y deposición de desechos de la población, las

industrias papelera, de bebidas alcohólicas, de productos lácteos, alimentaria y petrolera.²¹

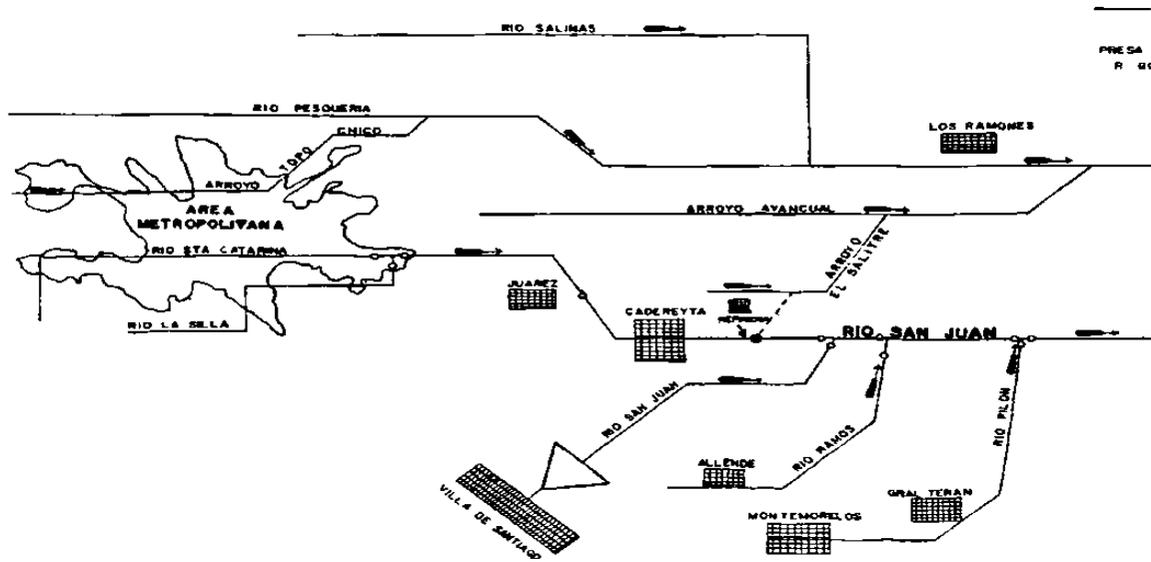


Figura 1.2.Cuenca del Río San Juan

El río Santa Catarina atraviesa la ciudad de Monterrey, centro histórico de la conurbación que hoy conocemos como ZMM. Este río se origina en la Sierra Madre Oriental, cerca de la localidad conocida como San José de Boquillas, la cual cruza mediante cortes profundos, siguiendo una dirección oeste-este, hasta La Ciénega, en el municipio de Santiago, donde cambia su curso hacia el noreste, abriéndose paso por el Cañón de Santa Catarina o Cañón de la Huasteca. Luego continúa su cauce, formando su propia planicie fluvial, entre la Sierra Madre Oriental y la Sierra de las Mitras, antes de salir al Valle de Monterrey.²¹

Ya en la llanura, el río Santa Catarina se dirige al oriente, bordeando la Loma Larga y el pie de monte del Cerro de la Silla, en cuyas inmediaciones confluye por su margen derecho el río La Silla. A su paso por Monterrey, el río Santa Catarina presenta un cauce muy amplio, indicador de las violentas crecidas que lo han venido formando al paso de los millones de años. Este cauce, canalizado parcialmente desde 1953, está siendo restaurado y modificado para mejorar la contención y el control de avenidas estacionales excepcionales, como la última sufrida por el paso del ciclón Gilberto en 1988; además, el cauce de este río seguirá siendo adaptado a las necesidades del área metropolitana. Cabe mencionar que en la ZMM no existen cuerpos de agua tales como lagos o presas, debido a la topografía del terreno, a la constante circulación del agua y a la infiltración de ésta al subsuelo.²¹

CAPÍTULO 3

CALIDAD DEL AGUA

3.1 Calidad del agua

Debido a la importancia que tiene el agua en la vida y en el desarrollo económico de la sociedad, la posibilidad de que ésta se halle contaminada la convierte en un medio con gran potencial para transmitir una amplia variedad de enfermedades. En el mundo desarrollado, las enfermedades relacionadas con el agua son raras, lo cual se debe esencialmente al desarrollo de eficientes sistemas de abastecimiento de agua, combinados con un buen sistema de eliminación del agua residual. Sin embargo, en el mundo en vías de desarrollo, cerca de 2 000 millones de personas no cuentan con un abastecimiento seguro y con medidas de saneamiento adecuadas. Como resultado de ello, las enfermedades relacionadas con el agua alcanzan cifras escalofriantes entre las poblaciones de África y de América Latina, principalmente.³

El proceso de evaluación de la calidad del agua ha evolucionado de tal manera que consiste en una trama de actividades sofisticadas de monitoreo (control) donde se incluye a la “Química del Agua”, al material suspendido y a la biota acuática. Es entonces imprescindible el uso de métodos probados, a fin de establecer la secuencia óptima de actividades que integren el proceso de evaluación de la calidad del agua, garantizando, en lo posible, que la tarea sea exitosa y que sus resultados brinden un alto grado de confiabilidad. Dichos métodos han quedado bien descritos en los diversos manuales que para el caso han sido publicados por diferentes organismos o por investigadores en el área. La dificultad, sin embargo, es que esos manuales a menudo se concentran en sólo un tipo de cuerpo de agua (ríos, lagos, acuíferos subterráneos, etc.) o en sólo uno de los aspectos del control

(métodos químicos, biológicos, etc.) Necesariamente, la consulta combinada de diversas fuentes es el mejor procedimiento para establecer un proceso serio de evaluación de la calidad del agua.

3.2 Clasificación de las variables de la calidad del agua.

En general, los parámetros de calidad del agua se distribuyen en dos grandes grupos: *Variables hidrológicas* y *Variables generales*. Será pues en estos términos en que se describirán los rasgos característicos de cada variable considerada en este trabajo.

3.2.1 Variables hidrológicas.

Es esencial que el régimen hidrológico de un cuerpo de agua deba ser detalladamente conocido, siempre que se discutan los aspectos de análisis de la calidad del agua. Por ejemplo, las mediciones de descarga permiten calcular el flujo másico y el balance de materia, que son datos vitales para el desarrollo de modelos de flujo y de calidad del agua.

Las principales variables hidrológicas son: la velocidad, la descarga, el nivel del agua y la dinámica de las partículas suspendidas.

3.2.1.1 La velocidad.

La velocidad del agua, en un cuerpo (algunas veces descrita también como rapidez de flujo), puede afectar su habilidad para asimilar y transportar contaminantes. Las mediciones de velocidad permiten predecir el movimiento de compuestos en el agua y anticipar las medidas de protección necesarias, en caso de un accidente con derrame de contaminantes sobre un río o acuífero subterráneo.

La velocidad (ms^{-1}) puede variar durante el día, de un día a otro y de estación a estación. La velocidad depende de la temporada del año, de las condiciones hidrometeorológicas y del área total drenada. De hecho, su valor numérico sirve en buena medida para clasificar y definir los rasgos principales de los diferentes cuerpos de agua. La determinación de la velocidad se efectúa con medidores de flujo o con trazadores, promediándose las lecturas sobre un período de 1 a 2 minutos, recomendándose, además, efectuar mediciones a lo largo de la sección transversal del cuerpo en cada sitio de monitoreo.

3.2.1.2 La descarga.

La descarga es el volumen de agua que fluye en un período dado de tiempo (en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ o en $\text{m}^3 \text{a}^{-1}$) y se calcula multiplicando la velocidad por el área seccional del flujo, como por ejemplo, el área o corte seccional de un río en una estación dada.

La cantidad de materia disuelta y suspendida que aporta o transporta un cuerpo de agua depende de la descarga, y se pondera mediante el producto de la descarga y la concentración, expresada esta última en términos de concentración o de fracción-masa. Nótese que, si un contaminante es introducido a un río con una dosificación constante, es posible determinar la concentración del contaminante en el punto de la inyección a partir de la cantidad alimentada dividida entre la descarga del río. Esta sencilla aplicación puede verse truncada por los procesos de sedimentación y re-suspensión.

3.2.1.3 El nivel del agua.

Las mediciones del nivel del agua son importantes para determinar el régimen hidrológico en los lagos, las represas y los acuíferos subterráneos, así como para evaluar la interacción entre el agua subterránea y la superficial, tema que habrá de tocarse más adelante. Estas mediciones se

utilizan para efectuar cálculos de flujo de masa y deben realizarse en el momento del muestreo, pues son también importantes en relación con el fenómeno de intrusión salina. Este fenómeno consiste en el avance del agua de mar por el subsuelo para ocupar la zona de saturación que antes era ocupada por agua dulce; esa intrusión tiene su origen en la disminución del flujo másico de agua dulce y de su presión hidrostática, ambas como consecuencia de factores como la disminución en la recarga por falta de lluvias o por extracciones que superen a la recarga.

El agua puede fluir en ambos sentidos, entre un río y un acuífero subterráneo, formando un sistema continuo, dependiendo el sentido del flujo de los niveles relativos en ambos cuerpos. Un bajo nivel en el río induce el flujo de aguas desde el acuífero subterráneo, revirtiéndose ello si el nivel en el río aumenta. Similarmente, si el nivel del agua del acuífero es bajo, el flujo será desde el cuerpo superficial, mediante la infiltración. Dependiendo de los niveles relativos del agua en el río y en el acuífero, pueden ocurrir transferencias con ganancia o pérdida, a lo largo de un tramo de recorrido del mismo río. También, un tramo particular puede estar ganando durante un periodo del año y perdiendo durante el otro, en una alternancia que depende siempre de las condiciones climáticas y de la intensidad de las precipitaciones de lluvia. Como, por lo general, existen marcadas diferencias en la calidad del agua de los ríos, con respecto a los acuíferos subterráneos, deben esperarse variaciones importantes en la calidad del agua de los pozos ubicados en la cercanía de los ríos y hasta en los ríos mismos.

3.2.1.4 La dinámica del material suspendido.

Las partículas de material, suspendidas, tienen su origen en la superficie de la cuenca drenada, en los bordes de los lagos o represas y en los cauces erosionados de los ríos. Las mediciones de materia suspendida son importantes cuando se halla asociada o es responsable del transporte de

contaminantes, en cuyo caso se recomienda una mayor frecuencia de mediciones. De nuevo, la concentración y carga de materia suspendida aumentan exponencialmente con la descarga. Las partículas pueden sedimentarse o ser re-suspendidas, en diferentes condiciones.

La concentración de la materia suspendida debe medirse junto con las otras variables hidrológicas. Un punto de muestreo puede ser suficiente para ríos de sección transversal uniforme, pero para otros cuerpos de agua se requerirán muestras integradas de múltiples profundidades o puntos de muestreo también múltiples. Tales muestras deben ser tomadas en los mismos puntos en que se mida la velocidad y se recolecten muestras para la medición de otras variables de calidad. Finalmente, siempre que sea posible deberá determinarse el tamaño de grano y también deben examinarse los sedimentos del fondo.

3.2.2 Las variables generales.

En esta denominación se hallan todas aquellas variables o parámetros físicos, químicos y bacteriológicos del agua. La descripción individual que sigue se hará manteniendo un enfoque generalizado, señalando allí mismo, para cada variable, las particularidades que tengan aplicación a cada uno de los principales tipos de cuerpos de agua.

Con fines prácticos las variables generales se clasifican en los siguientes grupos: a) variables fisicoquímicas, b) nutrientes, c) materia orgánica, d) iones mayoritarios, e) variables inorgánicas adicionales, f) metales g) contaminantes orgánicos h) indicadores microbiológicos.

3.2.2.1 La temperatura.

La temperatura en el agua superficial depende de la latitud, la altitud, la estación del año, hora del día, la circulación del aire, la nubosidad, flujo y la profundidad del cuerpo de agua. La temperatura, a su vez, afecta los

procesos físicos, químicos y bacteriológicos en el agua. Con el aumento en la temperatura se incrementa la velocidad de las reacciones químicas que ocurren en el agua, se disminuye la solubilidad de los gases (y del aire, por consecuencia), se aumenta la volatilidad y la evaporación de sustancias, aumenta la rapidez de respiración de los microorganismos, consumiendo más oxígeno y provocando un incremento en la descomposición de la materia orgánica. Esto último indica que el ritmo de la actividad vital se acelera al aumentar la temperatura.

El agua superficial se halla regularmente entre los 0°C y los 30°C, fluctuando estacionalmente, con temperaturas mínimas en el invierno y en época de lluvias, y con máximas en el verano y durante la temporada seca. El índice de insolación, junto con la combinación de los factores profundidad-velocidad, determinan a menudo focos o tramos de río con temperaturas anormalmente altas, las que localizadamente presentan muy peculiares características de oxígeno disuelto y de descomposición de materia orgánica.

El agua subterránea, por el contrario, mantiene regularmente una temperatura casi constante. Para acuíferos poco profundos, la temperatura es muy cercana a la temperatura promedio anual del aire. Sin embargo, los acuíferos de mayor profundidad tienen temperaturas mayores, debido al gradiente geotérmico de la Tierra, cuyo valor promedio es de 25°C/km.¹⁷

Las mediciones de temperatura se hacen siempre " *in situ* ", en el punto de muestreo y de medición de otras variables. Las lecturas hechas a diversas profundidades son de gran utilidad para comprender mejor los procesos químicos y biológicos en el agua, principalmente en tiempos de *estratificación de temperaturas* en los lagos y represas. Se entiende la *estratificación de temperaturas* en lagos y represas como el fenómeno mediante el cual, por falta de mezclado vertical natural, y principalmente en

la temporada cálida, se presenta un gradiente de temperatura en el agua con respecto a la profundidad. El agua superficial se halla a mayor temperatura que la del fondo y la secuencia indica hacia una zonificación gradual de valores de temperatura, con características marcadamente diferentes para cada "capa" o zona identificada. Esta falta de mezclado vertical inhibe la presencia de oxígeno en las aguas sub-superficiales.

3.2.2.2 El color.

El color y la turbidez del agua determinan la profundidad hasta la cual puede penetrar la luz, lo que controla la *productividad primaria* que las algas requieren para su fotosíntesis. Se entiende por productividad primaria, la producción en el agua de los nutrientes vivos (*fitoplancton* y *zooplancton*), los que sirven de base o cimiento a la cadena alimenticia del medio, lo que equivale a decir que son importantes para los ciclos de materia y energía del sistema acuático.

El color visible del agua resulta de las diferentes longitudes de onda de la luz no absorbida por el agua misma, aunque también resulta de las partículas suspendidas o disueltas presentes. Es posible medir ambos, el *color verdadero* y el *color aparente* del agua.²⁴

Los minerales naturales como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y los ácidos orgánicos relacionados con el *humus* dan el color verdadero al agua, el cual puede determinarse solo después de filtrar la muestra o centrifugarla. Por otra parte, el color aparente es causado por partículas suspendidas coloreadas y por la refracción y reflexión de la luz en y por las partículas. El agua contaminada y turbia puede tener un fuerte color aparente. También los microorganismos pueden imprimir al agua un color aparente, como el oscuro o verde-azul de las algas, el amarillo-café de las diatomeas o dinoflagelados y los rojos y púrpuras causados por el zooplancton.

El color se mide por comparación de las muestras de agua con una serie de diluciones de cloroplatinato de potasio y cloruro de cobalto cristalino. Las unidades son llamadas "unidades de platino-cobalto" y su referencia es hecha en 1 mg L^{-1} de Pt.²⁵

El agua "natural" muestra valores de color que oscilan desde menos de 5, en aguas claras, hasta 300 unidades, en aguas oscuras del tipo turba. El método instrumental de medición de color por absorbancia total (TAC del Inglés *Total Absortion Color*), mide la absorbancia integrada entre 400 y 700 nm sobre una muestra filtrada a pH 7.6; el color verdadero (TUC, del inglés *True Units of Color*) se determina con la absorbancia a 465 nm. El intervalo de valores de este método va de 1 a 250 unidades.

Cabe señalar que las aguas subterráneas son generalmente cristalinas, y que el problema de color puede desarrollarse en ellas sólo después de ser extraídas a la superficie. A menudo el proceso involucrado es el de oxidación del hierro disuelto a la forma coloreada y menos soluble de $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

3.2.2.3 El olor.

El olor del agua usualmente se debe a compuestos orgánicos volátiles y puede producirse por fitoplancton y plantas acuáticas, así como también por materia orgánica en descomposición. Los desechos industriales y humanos también generan olores, al igual que los aceites, el petróleo, los gases, etc. En general, la presencia de algún olor sugiere la existencia de actividad biológica en niveles superiores a los normales y es una prueba simple para calificar si el agua puede ser bebida sin riesgos. El olfato es más sensible a la contaminación que el mismo sentido del gusto, aún a bajas concentraciones. El olor depende de la temperatura (aumenta con ella) y del pH, como resultado de los efectos de ambos factores sobre la rapidez de las

reacciones que producen el olor, ya que se favorece la formación de productos de descomposición de la materia orgánica.

El olor en el agua se mide en términos del "número del umbral del olor" (*Threshold Odor Number*)²⁵ y también mediante el "Índice de Intensidades de Olor". Ambos dependen del olfato de jueces humanos, lo que hace a esta prueba un tanto dependiente de la sensibilidad que el juez tenga en el momento de la determinación.

El agua subterránea es, por lo general, carente de olor, fundamentalmente por la ausencia o muy bajo contenido de materia orgánica y de microorganismos. La presencia de olor en esta agua, y sobre todo si es recientemente extraída, es una indicación inequívoca de contaminación por infiltración desde la superficie, o desde pozos o grietas.

3.2.2.4 Residuos y sólidos suspendidos totales.

Esta corta sección contiene algunos interesantes términos muy en uso en los laboratorios de medición de variables de calidad del agua. El *residuo* es lo que queda después de evaporar una muestra de agua y secarla a una temperatura de 105°C. Este residuo corresponde con el contenido total de materia suspendida y disuelta.⁴

Los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos disueltos totales (SDT) corresponden respectivamente con los residuos no filtrables y filtrables. Los *sólidos fijos* y *sólidos volátiles* son, respectivamente, aquellos que permanecen y los que se pierden durante el secado al horno. La determinación del residuo es un procedimiento gravimétrico que incluye las etapas de filtración, evaporación, secado y pesado.²⁴

3.2.2.5 Materia suspendida, turbidez y transparencia.

El tipo de materia suspendida, y su concentración, determinan la *turbidez* y la *transparencia* del agua natural. La materia suspendida consiste en limo,

arcillas, partículas finas de materia orgánica e inorgánica, compuestos orgánicos solubles, plancton y otros microorganismos. Tales partículas oscilan en tamaño de 10 nm a 0.1 mm y es común definir a la materia suspendida como aquella que no pasa por un filtro con poro de 0.45 μm .

La turbidez resulta de la dispersión y absorción de la luz incidente ocasionada por las partículas. La transparencia es el límite de visibilidad en el agua. Ambas varían con la estación del año. La turbidez se relaciona con los SST y es posible hacer una determinación aproximada de éstos mediante mediciones de turbidez, tras una buena calibración que luego se aplicaría sólo al mismo cuerpo de agua preferentemente.

3.2.2.6 Conductividad.

La conductividad, o conductancia específica, es una medida de la habilidad del agua para conducir la electricidad. La conductividad se expresa en microsiemens por centímetro (μScm^{-1}) y fácilmente puede relacionarse con la concentración de sólidos disueltos totales y de iones mayoritarios.

El agua dulce muestra comúnmente valores de conductividad en el intervalo de 10 a 1 000 μScm^{-1} , y se debe sospechar de contaminación si los valores pasan de 1 000 μScm^{-1} . Por lo general las aguas subterráneas tienen valores de conductividad mayores a las aguas superficiales como resultado de la mayor concentración de sales disueltas, y como una directa consecuencia del mayor tiempo y oportunidad que el agua tiene de interaccionar con las rocas disolviendo lo que de ellas sea soluble.

3.2.2.7 El pH, alcalinidad y la acidez.

El pH es una importante variable en el control de la calidad del agua, pues él tiene influencia directa sobre muchos procesos biológicos y químicos que se desarrollan en los cuerpos de agua. Se define al pH, potencial de

Hidrógeno, como el negativo del logaritmo común de la concentración del ión hidrógeno ($\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+]$).²⁴

El pH es una medida del balance ácido de una disolución, indicándose como neutra o neutral a aquella que exhibe un $\text{pH} = 7$ de una escala que va desde **1** (muy ácido) a **14** (muy básico). En el agua natural, el pH se halla entre **6.0** y **8.5**, aunque pueden ocurrir valores menores en agua con alto contenido de materia orgánica o en agua que se encuentre en contacto con depósitos minerales, principalmente sulfuros, mientras que los valores mayores se observan en el agua eutrófica.

Idealmente el pH debe ser medido *in situ*, o inmediatamente después de que ha sido tomada la muestra, ya que muchos factores naturales afectan y cambian el valor. Las mediciones precisas de pH se efectúan normalmente por potenciometría, utilizando un electrodo de vidrio, que puede ser llevado al campo para mediciones directas o inmediatas, en forma continua y hasta con un sistema de grabación de lecturas. Como el pH depende de la temperatura, es preciso también efectuar en forma simultánea las mediciones de temperatura en la muestra de agua.

La acidez del agua se debe a los ácidos minerales fuertes, ácidos débiles como el carbónico, húmico y fúlvico, así como también a las sales hidrolizables de metales como el hierro y el aluminio y aún por los ácidos fuertes disueltos en el medio. La acidez se determina mediante una valoración volumétrica, con una disolución de base fuerte de concentración conocida, llevando el pH hasta el valor de 4, para *acidez libre*, o hasta 8.3 para *acidez total*.²⁴

La alcalinidad del agua depende de todas las especies básicas presentes y puede ser considerada como una indicación de la presencia de los iones carbonato, bicarbonato e hidroxilo, a los que pueden sumarse las

contribuciones de los iones borato, fosfatos, silicatos y otras especies básicas. El agua con baja alcalinidad (menos de 24 mgL^{-1}) tiene una baja capacidad amortiguadora y puede ser susceptibles a alteraciones en el pH, como por ejemplo, a causa de la deposición ácida desde la atmósfera. La alcalinidad se determina por titulación. La cantidad de ácido fuerte requerido para bajar el pH a 8.3 proporciona la *alcalinidad libre*, mientras que si el pH se lleva hasta 4, se obtendrá la *alcalinidad total*.

3.2.2.8 El potencial redox.

El potencial redox, Eh, caracteriza al estado de oxidación-reducción del agua natural y sus sedimentos. Los iones de un mismo elemento, pero en diferentes estados de oxidación, forman el sistema redox. Los compuestos orgánicos también pueden formar sistemas redox. La coexistencia de varios o muchos de tales sistemas lleva a un equilibrio que determina el estado redox del agua y que es caracterizado por algún valor del potencial Eh.

Los agentes que más influyen en el valor del potencial Eh son: el oxígeno, el hierro, el azufre y algunos compuestos orgánicos. Por ejemplo, los valores de Eh aumentan y pueden llegar a +700 mV, si se incrementa la concentración de oxígeno disuelto en el agua. La presencia de sulfuro de hidrógeno se asocia usualmente con un marcado decremento en el Eh, hasta valores de -100 mV, o menos aún, poniendo en evidencia las condiciones reductoras del ambiente acuático. En general, para el agua natural, el potencial Eh varía entre -500 y +700 mV. El agua superficial y la subterránea que contienen oxígeno disuelto oscilan entre los valores de Eh de +100 a +500 mV. En el agua mineral conectada con depósitos petroleros, los valores de Eh pueden ser hasta de -500 mV, que es el valor limitante.

El potencial Eh se determina potenciométricamente, y se debe medir *in situ*, en el punto de muestreo en el campo.²⁴ Es conocida la gran dificultad que acompaña a las mediciones de Eh, no por la complejidad del equipo, que

realmente es muy simple, sino porque los valores de Eh dependen fuertemente de la concentración de gases disueltos en el agua, lo que hace muy susceptible de variaciones al Eh si el agua está en contacto con el aire. Estas observaciones son las principales causantes de que las mediciones de Eh deban ser *in situ* preferentemente (en la corriente del río, en la profundidad en un lago, bajo el espejo de agua en un pozo, etc.), o de inmediato al tomar una muestra. Para aguas subterráneas se recomienda la medición de Eh "*in-line*", es decir, en el flujo de descarga de la bomba.

3.2.2.9 El oxígeno disuelto.

El oxígeno es esencial para todas las formas de vida acuática, incluyéndose aquéllas que son las responsables de los procesos de auto-purificación en el agua natural. El contenido de oxígeno en el agua natural varía con la temperatura, la salinidad, la turbulencia, la presión atmosférica y la actividad fotosintética de algas y plantas. La solubilidad del oxígeno en el agua disminuye si la temperatura y la salinidad aumentan. El agua dulce en el nivel del mar, tiene por lo general, un contenido de oxígeno disuelto (OD) en el intervalo de valores de 15 mg L^{-1} a 0°C , hasta 8 mg L^{-1} a 25°C . Las concentraciones en agua no contaminada son comúnmente de 10 mg L^{-1} . El oxígeno disuelto se expresa también en términos del porcentaje de saturación. Pueden detectarse niveles inferiores a 80% de saturación de oxígeno en el agua potable, indirectamente, a través del olor y el sabor.

Las variaciones en OD pueden ser estacionales, pero también se presentan dentro de períodos de 24 horas, en relación directa con la temperatura y la actividad biológica como la fotosíntesis y la respiración. Por cierto, la respiración biológica, que incluye a aquélla relacionada con los procesos de descomposición, puede reducir drásticamente las concentraciones de OD. Las descargas de desechos ricos en materia orgánica y nutrientes pueden llevar a fuertes reducciones en el OD, a causa de la incrementada actividad microbiana (respiración) que acompaña a la degradación de la materia

orgánica. En casos severos de reducción en los niveles de oxígeno, puede llevarse al medio acuático hasta las condiciones anaeróbicas, particularmente cerca de la interfase sedimento - agua, como resultado de la degradación del material que sedimenta en el fondo, lejos del contacto con la atmósfera.

La determinación de la concentración de OD es fundamental en el control de la calidad del agua, ya que el oxígeno se halla involucrado o influencia casi todos los procesos químicos y biológicos que ocurren en un cuerpo de agua. Concentraciones inferiores a 5 mgL^{-1} afectan adversamente en su funcionamiento y supervivencia a muchas comunidades biológicas, mientras que valores inferiores a 2 mg L^{-1} pueden conducir a la muerte de los peces. Las mediciones de OD pueden utilizarse para indicar alternativamente el nivel de contaminación por materia orgánica, el grado de destrucción de sustancias orgánicas y el estado en que se halla la capacidad auto purificadora del agua. Su determinación es también útil en la medición de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO.

El OD en el agua subterránea tiene un uso mucho más limitado, como indicador de contaminación y no es útil para evaluar el uso del agua subterránea para propósitos comunes. Además, las mediciones de OD en acuíferos subterráneos requiere de equipo muy especializado que todavía no se halla ampliamente utilizado. Sin embargo, desde una perspectiva científica, los valores de OD ayudan a comprender cómo se llevan a cabo los procesos químicos y bioquímicos que se efectúan en los cuerpos de agua subterránea. El agua de recarga que entra a los sistemas subterráneos contiene oxígeno en concentraciones similares a aquellas de las aguas superficiales que se hallan en contacto con la atmósfera. La materia orgánica o los minerales oxidables presentes en los acuíferos rápidamente reducen y hasta agotan el oxígeno disuelto. En acuíferos subterráneos

donde es menor el contenido de materia orgánica, son normales los valores de oxígeno disuelto en cantidades de 2 a 5 mg L⁻¹.

Existen dos métodos principales para la determinación de OD. El antiguo, por valoración volumétrica o titulación, es conocido como el método de Winkler y se basa en la fijación química del oxígeno presente en la muestra de agua mantenida en una botella sellada para prevenir el ingreso del aire y cubierta como protección de la luz del sol. La fijación debe efectuarse en el campo al tomar la muestra, mediante el agregado inmediato de los reactivos requeridos; luego la titulación se hace en el laboratorio. Este método es lento y consume mucho tiempo, pero los resultados son de una alta precisión, pudiéndose aplicar casi a cualquier tipo de agua. Un método rápido y útil para la determinación de OD, en el campo es el potenciométrico con electrodo de membrana, aunque no es tan preciso como el anticuado, basado en una valoración volumétrica. Independientemente del método seleccionado, debe medirse la temperatura de la muestra en el punto y momento de recolección.

3.2.2.10 La dureza.

La dureza del agua natural depende principalmente de la presencia de sales disueltas de calcio y magnesio. La dureza general, o total, es el contenido total de estas sales, la cual se subdivide en dureza por carbonatos (determinada por las concentraciones de las sales hidrocarbonatadas de calcio y magnesio), y dureza no-carbonatada (determinada por la concentración de las sales de ácido fuerte de calcio y magnesio).²⁶

Los hidrocarbonatos pueden transformarse en carbonatos mediante la ebullición del agua, precipitando, lo que explica que a la dureza por carbonatos se le llame también dureza temporal. La dureza no-carbonatada se conoce como dureza permanente o constante. La dureza debida al calcio es generalmente la más importante y representa hasta un 70% del total. En

algunos casos la dureza por magnesio puede representar un 50 - 60% del total. La dureza de las aguas superficiales varía con la estación, aumentando usualmente durante la época de sequía. En el agua subterránea la dureza es poco variable.

Las muestras para la determinación de dureza pueden filtrarse pero no se preservan. Si durante su almacenamiento la muestra forma un precipitado o sedimento de carbonato de sodio, éste deberá ser disuelto mediante el agregado de un pequeño volumen de ácido clorhídrico (1:1), después de decantar la muestra líquida para separarla del sedimento.

La dureza total es usualmente determinada por valoración volumétrica, utilizando EDTA para la formación de complejos de calcio o de magnesio. El procedimiento utiliza respectivamente dos indicadores; eriocromo negro T, para la dureza permanente, y murexide para la dureza por calcio. La dureza debida al magnesio se determina por diferencia, mientras que la dureza por carbonatos se obtiene a partir de una valoración volumétrica ácido-base. La dureza puede también ser determinada a partir de la suma de los iones divalentes (Ca^{2+} y Mg^{2+}) analizados individualmente, como por ejemplo mediante espectrometría de absorción atómica.

3.2.2.11 Los nutrientes.

En esta categoría entran los compuestos de nitrógeno y de fósforo contenidos en el agua. Para los primeros, las principales especies son los iones amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-), sin omitir al propio N_2 gaseoso. Los compuestos de fósforo existen en las formas ortofosfatos y polifosfatos disueltos, así como fosfatos enlazados orgánicamente.²⁶

3.2.2.11.1 Los compuestos de fósforo.

El fósforo es un nutriente esencial para los organismos vivos y existe en los cuerpos de agua en forma disuelta y en partículas. Es el nutriente que

condiciona el crecimiento de las algas y controla así la productividad primaria de un cuerpo de agua. Concentraciones artificialmente altas, debidas a descargas de origen antropogénico, son las causantes principales de la eutroficación .

En el agua natural y también en la de desecho, el fósforo existe en las formas disueltas de ortofosfatos y polifosfatos, así como fosfatos orgánicamente enlazados. Estas formas cambian entre sí continuamente, debido a la descomposición y síntesis de las especies orgánicas y las inorgánicas oxidadas. El equilibrio entre ellas depende del pH y de la temperatura. Es recomendable expresar el contenido de todas las formas de los fosfatos en términos del fósforo, como por ejemplo $\text{mg L}^{-1} (\text{PO}_4)^{3-}\text{— P}$ y no como mg L^{-1} de $(\text{PO}_4)^{3-}$.

Las fuentes naturales de fósforo son principalmente la meteorización de rocas que lo contienen y la descomposición de la materia orgánica. Los desechos domésticos que contengan detergentes, o las descargas industriales y escurrimientos con contenidos de fertilizantes, contribuyen a elevar los niveles de fósforo en el agua superficial. También el fósforo, asociado con el material mineral u orgánico de los sedimentos, puede ser movilizado por las bacterias y liberado desde los sedimentos hacia el agua.

El fósforo se encuentra muy raramente en altas concentraciones en el agua dulce, debido a que es consumido por las plantas, aunque existen marcadas variaciones estacionales. El intervalo natural de concentraciones oscila entre 0.005 y 0.020 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{—P}$, con un mínimo de 0.001 en aguas prístinas y valores pico de 200 mg L^{-1} en aguas salinas confinadas. En el agua subterránea los niveles promedios de fósforo son aproximadamente de 0.020 $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{—P}$.

Las muestras para el análisis de fósforo pueden preservarse con cloroformo y almacenarse a una temperatura de 2 a 4°C por hasta 24 horas. Las muestras tomadas para la determinación de fósforo total se pueden almacenar en botellas de vidrio, con un tapón hermético del mismo material, en donde anticipadamente se agrega 1 mL de ácido sulfúrico al 30% por cada 100 mL de muestra.

Para determinaciones de fósforo disuelto es importante que las muestras sean filtradas inmediatamente después de recolectadas. La determinación de fosfato involucra la transformación a ortofosfato, el que entonces se mide colorimétricamente.

3.2.2.12 La materia orgánica.

La mayor cantidad de agua dulce contiene materia orgánica que puede medirse como carbono orgánico total (COT, o TOC de sus siglas en inglés). Para propósitos de comparación, puede obtenerse un indicio sobre la cantidad de materia orgánica presente mediante la medición de ciertas propiedades relacionadas con ella; como, por ejemplo, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO, o BOD de sus siglas en inglés), que es la principal cantidad. La determinación de la demanda química de oxígeno (DQO, o COD del inglés) es también de utilidad, pues incluye en su medición a todo a la mayor parte del DBO, junto con otras demandas químicas. En la mayoría de las muestras, y casi como regla, la $DQO > DBO > COT$; sin embargo existen situaciones en que esta relación no se mantiene, principalmente cuando la muestra contiene sustancias tóxicas.

3.2.2.12.1 La demanda química de oxígeno (DQO).

El DQO es una medida del equivalente de oxígeno, con respecto a la materia orgánica que es susceptible a la oxidación mediante un oxidante químico fuerte, como el ion dicromato, en disolución de ácido sulfúrico.⁴ La

determinación de la DQO es ampliamente utilizada como una medida de la susceptibilidad a la oxidación que muestran los materiales orgánicos e inorgánicos presentes en el agua natural o en los efluentes del drenaje municipal y las plantas industriales. La prueba de la DQO no es específica, pues no identifica o distingue al material orgánico del inorgánico. De la misma manera, tampoco indica el contenido de carbono orgánico total presente, pues algunos compuestos orgánicos no son oxidados por el dicromato, mientras que algunos compuestos inorgánicos sí son oxidados. De todas maneras, a pesar de las observaciones anteriores, el parámetro DQO es útil, rápido de medir y sirve como una variable indicativa de la calidad del agua, habiéndose ya extendido su uso a lo largo de décadas en el control de agua de desecho.²⁴

El agua superficial exhibe concentraciones de DQO como de 20 mgL^{-1} de O_2 , o menor, para los menos contaminados, hasta mayores de 200 mgL^{-1} O_2 en corrientes que reciben descargas o efluentes. El agua industrial puede tener niveles de DQO entre 100 y $60\,000 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$.

Las muestras tomadas para la determinación de DQO deben conservarse en botellas hechas de un material que no libere sustancias orgánicas, tales como las de vidrio con tapón esmerilado. El análisis debe, idealmente, ser llevado a cabo de inmediato, aunque si eso no es posible entonces la preservación con ácido sulfúrico permite un período de 24 horas entre la toma y la determinación de la DQO. Para un almacenamiento más prolongado, las muestras deberán mantenerse en congelación. En caso necesario, las muestras pueden filtrarse antes de analizar, utilizando filtros de fibra de vidrio. Las muestras no filtradas, que contengan materia suspendida sedimentable, deberán ser homogeneizadas antes de tomar la alícuota para el análisis.

El método estándar para la determinación de DQO es mediante la oxidación de la muestra con dicromato de potasio en una disolución de ácido sulfúrico, seguida de la titulación. Otros oxidantes pueden utilizarse alternativamente, aunque deberá tomarse en cuenta que ellos tienen diferentes características oxidantes frente al dicromato o al comparar a uno frente a los otros. Es muy importante que a lo largo de un programa de monitoreo se utilice el mismo método analítico, a fin de que los resultados puedan ser comparados frente a largos períodos de tiempo.

3.2.2.12.2 La demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La DBO es una medida aproximada de la cantidad de materia orgánica, presente en el agua, factible de degradación bioquímicamente. Se define a la DBO como la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos aeróbicos, presentes en la muestra, a fin de oxidar la materia orgánica y convertirla a una forma inorgánica estable.²⁴ La medición de esta variable tiene varias complicaciones, tales como la demanda de oxígeno que resulta de la respiración de las algas en la muestra, o la posible oxidación del amoníaco, si se hallan presentes bacterias nitrificadoras. Además, la presencia de sustancias tóxicas en la muestra puede afectar la actividad microbiana y causar una reducción en la medición de DBO.

Las condiciones dentro de una botella de muestreo utilizada para la determinación de DBO difieren de las condiciones en un río o lago, por lo que los resultados de las mediciones, junto con sus implicaciones, deberán ser interpretadas con gran cuidado y sólo por personal con experiencia. El procedimiento estandarizado para la determinación de DBO consiste en medir la cantidad de O_2 consumido por una muestra incubada en la oscuridad, por 5 días, a $20^\circ C$; de ahí proviene el término común DBO_5 . El consumo de oxígeno se evalúa a partir de la diferencia entre los niveles de O_2 disuelto en la muestra, antes y después del período de incubación. Debe evitarse el consumo total del oxígeno, y si así se requiere para aquellas

muestras que tengan altas concentraciones de materia orgánica, la muestra podrá diluirse con agua destilada. Este procedimiento evita el agotamiento del oxígeno.

Los valores de DBO son por lo común inferiores a los valores DQO. Los valores típicos de DBO, en el agua limpia, son de $2 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ o menos, mientras que en el agua contaminada con descargas, pueden tenerse valores de hasta $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ o más. El agua negra sin tratar, de origen doméstico, exhibe valores de DBO de $600 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$, mientras que después del tratamiento puede disminuirse el valor del DBO, para quedar entre 20 a $100 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$. Algunas descargas industriales pueden tener niveles de DBO de $25\,000 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$.

Esta variable no es relevante en el agua subterránea, a menos que se sospeche de una infiltración o recarga hacia el acuífero desde algún cuerpo superficial altamente contaminado. Las canalizaciones no protegidas para la conducción de aguas de desecho en zonas en las que predominen acuíferos subterráneos someros, o acuíferos profundos en una matriz altamente fracturada en una zona de descarga de aguas de desecho, o con gran proliferación de letrinas no blindadas, son dos ejemplos de las combinaciones con condiciones adversas para la protección del agua subterránea.

Las muestras colectadas para la determinación de DBO deben ser almacenadas en botellas de vidrio, sin agregar preservadores. Es deseable que el análisis se efectúe de inmediato, pues cualquier forma de almacenamiento, aún a la temperatura ambiental, puede ocasionar cambios en el DBO (disminuyendo o aumentando, según sean las características de la muestra) hasta en un 40%. Sólo si es estrictamente necesario, las muestras deberán conservarse almacenadas, a una temperatura de 5°C .

3.2.2.13 Los iones mayoritarios.

Los iones mayoritarios (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) son muy variables en forma natural, tanto en el agua superficial como en agua subterránea. Su amplia variación puede generalmente ser explicada mediante factores como la geología regional o local, el clima y la ubicación geográfica de la cuenca o cuerpo de agua. Los valores de concentración de los iones mayoritarios forman parte importante de las variables que sirven de referencia en los programas de monitoreo de calidad del agua y a menudo se les utiliza para una caracterización directa y sencilla del agua, según sea la combinación de los aniones y cationes que presenten los valores mayores de concentración.

3.2.2.13.1 El calcio.

El calcio se halla presente en toda el agua, como Ca^{2+} y fácilmente se disuelve desde las rocas y minerales ricos en calcio, como los carbonatos y sulfatos de las rocas calizas y yesos. Los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} son los responsables de la dureza del agua. Los procesos industriales, y los de tratamiento de agua y agua residual, también contribuyen con calcio al agua superficial. Además, la lluvia ácida puede incrementar el lixiviado del calcio desde los suelos.

Los compuestos de calcio son estables en agua, cuando el CO_2 está presente; pero su concentración puede disminuir cuando precipita como CaCO_3 debido al incremento en la temperatura, o a la actividad fotosintética, o bien, por pérdida de CO_2 , debido a la caída en la presión, como ocurre en la formación natural del travertino y la tufa, en los afloramientos de agua subterránea rica en carbonato. El calcio es un elemento esencial para la vida en una gran diversidad de organismos. Algunos lo incorporan en sus huesos y otros en sus conchas. Las concentraciones típicas de Ca^{2+} en el agua

natural son de 15 mgL^{-1} ; pero para el agua asociada a rocas carbonatadas, los niveles pueden estar entre 10 a 100 mg L^{-1} . El agua salada puede mostrar valores de algunos cientos o hasta miles de mgL^{-1} del ion Ca^{2+} .

Las muestras para determinar la cantidad de calcio deben ser mantenidas en botellas de plástico (polipropileno o polietileno) o de vidrio de borosilicato, sin preservador y deben ser analizadas tan pronto como sea posible; de inmediato es mejor, previa filtración. En caso de que alguna precipitación de carbonato de calcio ocurra después de filtrar la muestra, deberá re-disolverse agregando ácido clorhídrico, neutralizando luego la muestra a fin de efectuar la medición. Nunca deben ser acidificadas las muestras antes de la filtración, pues ello puede llevar a la disolución de los minerales calcita y dolomita, causando determinaciones erróneas de calcio. Finalmente, el calcio se puede determinar por valoración volumétrica, utilizando EDTA (ácido etilendiamintetra-acético), o por espectrofotometría de absorción atómica.²⁴

3.2.2.13.2 El Magnesio.

El magnesio es común en el agua natural, como Mg^{2+} , y junto con el calcio, contribuye a la dureza del agua. La fuente principal del magnesio es la temperización de rocas que contienen minerales ferromagnésicos, así como las rocas carbonatadas.²⁴ El magnesio existe en la naturaleza presente también en compuestos organometálicos y hasta en la materia orgánica, por ser un elemento esencial para la vida de los organismos. Los niveles naturales de Mg^{2+} en agua superficial y subterránea son de 1 a 100 mg L^{-1} , dependiendo del tipo de rocas que afloran en la cuenca de captación, y son raros los casos de excesos causados por descargas industriales, a pesar de que este elemento es común en muchos procesos.

Las muestras para la determinación de magnesio deben conservarse en botellas de plástico o de vidrio de borosilicato, sin preservador y pueden ser

analizadas por el método de titulación con EDTA o por espectrofotometría de absorción atómica. Alternativamente, puede calcularse la concentración de magnesio a partir de la diferencia entre la dureza total y la concentración de calcio.

3.2.2.13.3 Los carbonatos y bicarbonatos.

La presencia de CO_3^{2-} y HCO_3^- tiene efectos sobre la dureza y la alcalinidad del agua. Las fuentes para estos iones son diversas y se dan en el siguiente orden: a) por el componente inorgánico de carbono (CO_2), que proviene de la atmósfera y de la respiración biológica y b) por la meteorización de rocas calcáreas que contribuye con las sales disueltas de carbonatos y bicarbonatos. El agua de regiones desprovistas de rocas calcáreas contiene CO_3^{2-} y HCO_3^- originados enteramente en el CO_2 de la atmósfera y de los suelos. En cambio, en contacto con rocas calcáreas, las rocas contribuyen con un 50% de esos iones presentes en el agua.

Las cantidades relativas de CO_3^{2-} , HCO_3^- y H_2CO_3 dependen del pH en el agua superficial (~ 6 - 8.2), en donde el HCO_3^- es el ion dominante regularmente. El CO_3^{2-} es poco común en el agua superficial, pues el pH rara vez excede el valor de 9, mientras que el agua subterránea, pudiendo ser más alcalina, puede tener concentraciones de CO_3^{2-} de hasta 10 mgL^{-1} . Las concentraciones de HCO_3^- son usualmente de 500 mgL^{-1} , pero más comúnmente menores que 25 mgL^{-1} .²⁴

Las concentraciones de HCO_3^- y de CO_3^{2-} pueden calcularse a partir de las alcalinidades libre y total, aunque los resultados sólo son aproximados ya que dichos iones no se hallan en el agua pura y las otras especies disueltas presentes en el medio pueden proporcionar OH^- , el que afecta o distorsiona

los resultados, en un efecto que se presenta aún en el agua con escasa contaminación.

3.2.2.13.4 Los cloruros.

El cloruro Cl^- llega al agua superficial desde diversas fuentes, entre las que se encuentran: la deposición de los aerosoles provenientes del mar, la meteorización de rocas evaporíticas sedimentarias (halita y yesos), las descargas domésticas e industriales y los escurrimientos del campo y las carreteras. En el agua prístina, la concentración de Cl^- es menor a 10 mgL^{-1} y algunas veces menor que 2 mg L^{-1} . Valores mayores de concentración son comunes cerca de descargas y efluentes, en drenajes y lavados de la irrigación, por intrusiones salinas, en zonas áridas y en áreas costeras húmedas. El uso de sal en los caminos y carreteras, durante el invierno, para controlar el hielo, a menudo aumenta significativamente la concentración de cloruro en el agua subterránea. Las altas concentraciones de cloruro tornan desagradable el sabor del agua y pueden incluso hacerla inapropiada para dar de beber al ganado. A menudo se asocia al Cl^- con descargas de drenaje sanitario, sirviendo así como un indicador de posible contaminación fecal o, al menos, del grado de dispersión de las descargas de drenaje sobre los cuerpos de agua.

Las muestras tomadas para la determinación de cloruro no necesitan ser preservadas ni ser tratadas de manera especial, pudiéndose almacenar incluso a la temperatura ambiente, en frascos bien cerrados. El Cl^- se determina en el laboratorio por titulación estándar o potenciométrica, así como por potenciometría utilizando un electrodo sensible específicamente a este ion.

3.2.2.13.5 El sulfato.

El ion sulfato, SO_4^{2-} , se halla en forma natural en el agua superficial y en la subterránea. Su origen, al igual que el Cl^- , es la deposición atmosférica de aerosoles oceánicos y del lixiviado de compuestos de azufre, tanto de aquellos en la forma de sulfatos (yesos), como de minerales de sulfuro como por ejemplo la piritita. Sólo los sulfatos de plomo, bario y estroncio son poco solubles en el agua y por ello, en ausencia de los iones de esos metales, el SO_4^{2-} se hallará presente en el agua en forma disuelta, donde puede proveer de oxígeno a las bacterias que lo convierten a sulfuro de hidrógeno (HS^- y H_2S), en condiciones de escasa oxigenación con aire.

Las concentraciones normales de SO_4^{2-} , en el agua natural dulce, se hallan entre 2 y 80 mg L^{-1} , aunque niveles superiores a 1 000 mg L^{-1} pueden presentarse cerca de descargas industriales o en zonas áridas, donde el yeso es abundante, como es el caso de Galeana, N. L. Valores de SO_4^{2-} de 400 mg L^{-1} o mayores hacen desagradable al gusto el agua para beber.

Las muestras para la determinación de sulfato pueden almacenarse en botellas de vidrio o plástico, hasta por siete días en el refrigerador (fundamental si la muestra está contaminada), pero si el análisis ha de desarrollarse con prontitud, entonces basta con conservarlas a la temperatura ambiente, durante el corto tiempo requerido. El SO_4^{2-} se determina por el método gravimétrico precipitándolo con Ba^{2+} , en medio ácido caliente (con HCl), aunque también se puede utilizar un método disponible basado en titulación.

3.2.2.14 Las variables inorgánicas adicionales (iones minoritarios).

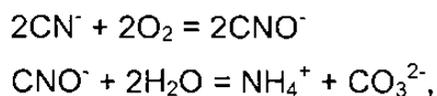
Aparte del grupo de los iones mayoritarios, existe otro grupo de especies inorgánicas que comúnmente se hallan presentes en el agua natural aunque

con valores de concentración bajos. Este grupo se conoce como el de los *iones minoritarios* y el número de sus integrantes es más o menos amplio, según sean los objetivos de un programa de monitoreo de calidad del agua. A continuación se revisan los más sobresalientes o importantes iones de este grupo.

3.2.2.14.1 El cianuro.

La industria de la electro-depositación es una fuente importante del cianuro que llega hasta el agua dulce. Los cianuros existen en el agua como iones CN^- o en la forma poco ionizada del ácido cianhídrico (HCN); pero, además, pueden ocurrir como complejos con diversos metales. La toxicidad de los cianuros depende de su especiación; algunas formas iónicas y el HCN son altamente tóxicas. La toxicidad de los complejos débiles formados con los metales Zn, Pb y Cd son en extremo tóxicos, mientras que los de Cu son menos tóxicos y, finalmente, los de Co y Fe son sólo débilmente tóxicos.

La concentración de CN^- en agua puede ser reducida por la acción del ácido carbónico y otros ácidos, los que convierten al CN^- a la forma volátil HCN. Sin embargo, el principal mecanismo natural que hace disminuir el nivel de CN^- es el de la oxidación, incluyéndose a la oxidación bioquímica, seguida luego por la hidrólisis:



por lo que una fuerte insolación y temperaturas altas serán favorables para la oxidación bioquímica, causando así una reducción en las concentraciones de cianuro.

Las concentraciones de CN^- en el agua destinada al consumo humano son estrictamente limitadas debido a su toxicidad. La Organización Mundial de la Salud recomienda, como máximo permisible, una concentración de 0.1 mg L^{-1} en el agua para beber; aunque unos países aplican restricciones aún

más severas e incluyen en ellas al agua de las granjas de producción de peces.

Las muestras tomadas para la determinación de cianuro deben ser analizadas de inmediato, debido a que esta variable es muy activa e inestable. Las muestras, mantenidas en botellas de polipropileno, pueden preserse con hidróxido de sodio elevando el pH a 11 o más, y luego almacenadas a 4°C de temperatura. La determinación analítica de cianuros en el agua natural se efectúa usualmente por fotometría. En casos de fuertes interferencias por otros compuestos en el agua, o si las concentraciones de cianuro son muy pequeñas para ser determinadas por fotometría, deberá seguirse un pre-tratamiento de destilación de los cianuros, convirtiéndolos en ácido cianhídrico. Este procedimiento debe seguirse solo en casos muy necesarios, pues la alta toxicidad del HCN hace imperativo el establecimiento de un sistema de seguridad especial.

3.2.2.15 Los contaminantes orgánicos.

3.2.2.15.1 Fenoles

Los fenoles forman un importante grupo de contaminantes que entran al agua en las descargas de desechos de las industrias, aunque los fenoles también se forman naturalmente mediante el metabolismo de los organismos acuáticos, o por la descomposición bioquímica u otras transformaciones de la materia orgánica en el agua y en los sedimentos. Los fenoles son compuestos aromáticos con uno o varios grupos OH^- y se oxidan mediante procesos químicos, fotoquímicos o bioquímicos. Por lo anterior, tienen efectos dañinos en la calidad del agua y en las condiciones ecológicas de está, afectando a los organismos vivientes y alterando la presencia y la concentración de gases disueltos, principalmente el oxígeno.

El sabor y el olor del agua se deterioran marcadamente si existen fenoles, por lo que se recomienda un límite de 0.001 mg L^{-1} en su contenido. La

concentración de fenoles en agua no contaminada es inferior a 0.02 mg L^{-1} , pero existen efectos tóxicos en los peces desde valores de concentración de 0.01 mg L^{-1} .

Los fenoles se dividen en dos grupos: los destilables con vapor (fenol, cresoles, xilenos, clorofenoles, etc.) y los no destilables (catecol, hidroquinona, naftoles, etc.). El primer grupo es el de los peores efectos sobre las características organolépticas del agua. Los fenoles no volátiles a menudo se presentan en contenidos mayores que los volátiles y tienden a ser altamente tóxicos. Los métodos analíticos preferidos para determinar sus concentraciones son los cromatográficos.

Las muestras requeridas para la determinación de los fenoles volátiles deberán ser analizadas dentro de las 4 horas siguientes a su recolección. Si ello no es posible, puede preservárseles con NaOH y guardar las muestras sólo por unos tres días a $2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ de temperatura.

3.2.2.15.2 Los plaguicidas.

Los plaguicidas, a menudo referidos también como pesticidas, son compuestos químicos tóxicos para ciertos organismos; desde bacterias y hongos, pasando por plantas superiores, para incluir hasta algunos mamíferos. La inmensa mayoría de los plaguicidas no existen naturalmente en el ambiente y cualquier cantidad que de ellos se detecte indicará contaminación. Existen cerca de 10 000 diferentes plaguicidas disponibles, de los cuales, los insecticidas, los herbicidas y los fungicidas son los más ampliamente utilizados, seguidos después por los raticidas. El modo en que actúa un plaguicida es determinado por su estructura química, lo que permite separarlos en estas clases: organoclorados, organofosforados, de carbamato, del tipo triazina y los clorofenólicos.

El control de plaguicidas presenta considerables dificultades, particularmente para el agua subterránea, pues existe un amplio número de plaguicidas de uso agrícola común y de ellos la mayoría se descompone para dar a su vez otros productos tóxicos.¹⁷

Hay una enorme variación internacional, así como incertidumbre, acerca de los contenidos permisibles de plaguicidas en el agua potable. Los valores guías son del orden de $\mu\text{g L}^{-1}$, para aquellos compuestos reconocidos como los de mayor toxicidad; este nivel es por cierto muy cercano a los límites actuales de detección analítica, requiriéndose procedimientos analíticos altamente sofisticados, como por ejemplo CG/EM. Como algunos plaguicidas son muy polares y no pueden ser extraídos del agua para su inyección al cromatógrafo de gases, mientras otros plaguicidas son muy inestables para ser calentados en el cromatógrafo, la técnica prometedora de un medio para aislar compuestos de ambas categorías es la CLAP (cromatografía de líquidos de alta precisión, cuyas siglas del Inglés son HPLC).

Los niveles ambientales de los plaguicidas organoclorados tienden a ser los más altos por lo amplio y prolongado de su uso, en combinación con su gran estabilidad química. En los años 50's el DDT fue utilizado muy liberalmente en el mundo y no fue sino hasta el inicio de los 70's que se limitó su uso, prohibiéndose en algunos países. Sin embargo, las concentraciones de DDT y sus metabolitos (DDD y DDE) son todavía altas en regiones áridas. Estos plaguicidas son derivados clorados de hidrocarburos poli nucleares (DDT), ciclo-parafinas (hexaclorociclohexano, HCH), compuestos de la serie dieno (heptacloro) y ácidos carbónicos alifáticos (propanide.) La mayoría son insolubles en agua, pero solubles en hidrocarburos y grasas; tienen, además, gran habilidad para acumularse en tejidos biológicos y alcanzar así concentraciones mucho mayores en cierta biota acuática que en el agua que la rodea o en los sedimentos. Las concentraciones de los plaguicidas

organoclorados en el agua tienden a estar en el orden de 0.000 01 a 0.001 mg L⁻¹ y han sido encontradas en las regiones ártica y antártica gracias al transporte atmosférico, así como también en el agua subterránea, gracias al lixiviado desde depósitos de sustancias peligrosas o por su uso en la agricultura. Su presencia en el agua subterránea puede deberse a su alta solubilidad en los ácidos fúlvicos.

Los plaguicidas organofosforados son ésteres complejos de ácido fosfórico o tiofosfórico y son ampliamente utilizados como insecticidas, acaricidas y desfoliantes. Muchos de ellos se descomponen en el ambiente en el curso de un mes. Las concentraciones de estos plaguicidas, cuando se encuentran, están en el intervalo de 0.001 a 0.01 mg L⁻¹ en el agua superficial.

3.2.2.15.3 Los surfactantes.

Los surfactantes sintéticos, o agentes tensoactivos, son compuestos que pertenecen a diferentes clases químicas que como característica contienen un radical hidrofóbico débilmente polar, como el grupo alquilo. Estos compuestos pueden ser aniónicos, catiónicos y no iónicos; los aniónicos son los más utilizados como detergentes.

Los surfactantes entran a los cuerpos de agua desde las descargas industriales y domésticas, principalmente, existiendo en el agua superficial en el estado disuelto o adsorbido, así como también hallarse presentes como una película superficial en el agua, gracias a la habilidad de concentrarse en las interfases agua-aire o agua-sedimento.

Los surfactantes no son muy tóxicos pero pueden afectar a la biota acuática; además imparten sabor y olor al agua aún desde valores de concentración tan bajos como 0.4 a 3 mg L⁻¹, efecto que se incrementa con la cloración. Los surfactantes son los principales responsables de la formación de

espuma en la superficie del agua. Otros contaminantes, incluyendo a los agentes patógenos, encuentran en la espuma un lugar dónde concentrarse. Además, la presencia de espuma dificulta la aeración del agua, disminuyendo los niveles de oxígeno disuelto. La concentración mínima de surfactante capaz de formar una persistente espuma puede ser de 0.1 a 0.5 mg L⁻¹, lo cual depende de la estructura molecular del surfactante y de la concentración de sales disueltas en el agua.

En términos de biodegradabilidad, los surfactantes se dividen en tres categorías: degradables ($k > 0.30 \text{ día}^{-1}$), intermedios ($k = 0.30 - 0.05 \text{ día}^{-1}$) y estables o no degradables ($k < 0.05 \text{ día}^{-1}$). En cada caso, el valor de la constante k corresponde con la cinética de descomposición química de primer orden, es decir, $-dC / dt = k dC$, siendo C la concentración del surfactante. La actitud generalizada de "reducir" la contaminación mediante el uso de surfactantes degradables tiene la desventaja de causar una disminución significativa en el oxígeno disuelto en el agua, lo que forzosamente va acompañado por efectos indeseables en el ambiente acuático.

Los métodos analíticos usados para determinar el contenido de surfactantes son simples y se basan principalmente en técnicas fotométricas para las tres clases químicas de surfactantes mencionados.

3.2.2.16 Los indicadores microbiológicos.

El uso de bacterias como indicadores de la calidad sanitaria del agua data desde 1800, cuando Von Fritsch describió a *Klebsiella pneumoniae* y *K. Rhinoscleromatis* como microorganismos característicos encontrados en las heces.⁴

El riesgo más común a la salud del hombre, asociado con el agua, es el relacionado con la presencia de microorganismos que causan enfermedades. Muchos de esos organismos se generan en el agua que ha sido contaminada con excreta humana. Las heces humanas pueden contener una amplia variedad de agentes patógenos capaces de causar desde malestares ligeros como la gastroenteritis, hasta enfermedades serias y a veces mortales, como la disentería, el cólera y la tifoidea. Dependiendo de la ubicación geográfica, hábitos higiénicos y las condiciones climáticas de la comunidad, pueden hallarse presentes en el agua otros parásitos y virus. El agua dulce contiene también microorganismos "nativos" del medio, incluyendo: bacterias, hongos, protozoos y algas, algunos de los cuales se sabe que producen toxinas y transmiten o causan enfermedades a la humanidad y trastornos a la biota acuática.

Los patógenos bacteriales intestinales se hallan distribuidos ampliamente en el mundo. De ellos, los más comunes, presentes en el agua, son las bacterias *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*, *Campylobacter*, *Vibrio* y *Yersinia*. Otros patógenos ocasionalmente encontrados incluyen al *Mycrobacterium Pasteurella*, *Leptospira* y *Legionella*, así como los enterovirus *Poliovirus*, *Echo virus* y *Coxsackie virus*. Los *adenovirus*, *reovirus*, *rotavirus* y el virus de la hepatitis, todos altamente infecciosos, pueden también encontrarse en el agua. La *Salmonella* es responsable de la tifoidea, la paratifoidea, la gastroenteritis y el envenenamiento de los alimentos y puede ser excretada por una persona aparentemente saludable, que actúa como portador y en esta función también las aves y otros animales pueden ser portadores.²⁷

El drenaje y los escurrimientos, urbanos y domésticos, por lo general se conducen para descargar en los cuerpos de agua, principalmente en los ríos. Los patógenos asociados con esas descargas se distribuyen en el agua para convertirse en un riesgo para los usuarios de ella. El agua residual sin tratar, típica o representativa de un municipio, puede contener entre 10 y

100 millones de bacterias coliformes (bacterias que se originan en el tracto intestinal) por cada 100 mL y de 1 a 50 millones de *Escherichia coli* o *Streptococo* fecal por cada 100 mL. Diferentes niveles de tratamiento pueden reducir esos valores por un factor de 10 a 100, y luego esas concentraciones se reducen más en el proceso de dilución en el punto de la descarga al río. La práctica de riego con aguas negras escasamente tratadas (o sin tratar) puede llevar a una contaminación del agua superficial y hasta de la subterránea si existe una rápida infiltración a través del suelo. Otra fuente de patógenos son los escurrimientos y lixiviados que provienen de los corrales de engorda, de los depósitos de basura y de los rellenos sanitarios con deficiencias de control y administración operativa.

La supervivencia de los patógenos es muy variable y depende de la calidad del agua receptora, particularmente de la turbidez, los niveles de oxígeno, la concentración de nutrientes y la temperatura.²⁸ Los bacilos de *Salmonella* han sido reportados a más de 80 km aguas abajo del punto de descarga en un río, indicando su habilidad para sobrevivir en condiciones favorables. Los microorganismos a menudo se adsorben en la arena, la arcilla y las partículas de sedimento, concentrándose y acumulándose en esas partes del cuerpo de agua, en donde sólo la actividad del mico zooplancton como depredador permite la parcial eliminación de esa acumulación.²⁹

En los ríos y lagos que sufren de un escaso impacto humano, las bacterias de origen fecal pueden variar de menos de 1 a 3 000 organismos por cada 100 mL. En áreas de alta densidad poblacional, los cuerpos de agua presentan cuentas de hasta 10 millones de organismos por cada 100 mL. El agua subterránea natural no debería contener bacterias fecales, a menos que estuviese contaminada, mientras que en zonas montañosas remotas, el agua superficial puede contener hasta 100 organismos por cada 100 mL. Para evitar riesgos para la salud humana, la Organización Mundial de la Salud recomendó, para el agua potable, una cuenta de 0 organismos coliformes por cada 100 mL. La detección de otros patógenos, virus, etc. es

menos común por la falta de métodos apropiados o de los medios físicos (laboratorios, equipos, etc.) o del personal calificado que ello requiere. En general, donde la cuenta de bacterias coliformes fecales es alta, los virus pueden también ser detectados, pero se requiere procesar volúmenes de 20 a 100 L de agua. Los enterovirus se encuentran en el agua de desecho sin tratar, a concentraciones muy inferiores a las mostradas por los patógenos bacteriales, ocurriendo raramente en más de 1 000 unidades por litro. Los números para coliformes fecales son generalmente de 10 a 20 veces superiores a los que se encuentran de *Salmonella*. El monitoreo de bacterias patógenas es un componente esencial en la valoración de la calidad del agua, fundamentalmente cuando ésta puede ser ingerida.

El agua para recreación e higiene debe tener menos de 1 000 organismos coliformes por cada 100 mL, aunque el riesgo de infecciones virales siempre permanece.^{43,44} Si el agua se utiliza para riego por aspersión, el riego deberá terminarse semanas antes del tiempo de cosecha, para asegurar la muerte de las bacterias. De todas maneras, se recomienda analizar la comida por la posible presencia de bacterias, fundamentalmente porque los alimentos proveen de un medio de crecimiento ideal para ellas. En realidad, el uso de agua de desecho sin tratar, o poco tratada, siempre representará un riesgo para la salud.

En general, todo trabajo de monitoreo de calidad del agua debe incluir la medición del grado de contaminación fecal, independientemente del uso específico a que se destine el agua. El procedimiento provee de información acerca de la presencia de contaminación orgánica de origen humano. Con este propósito se han desarrollado métodos sencillos y económicos que se basan en la determinación cuantitativa de organismos "indicadores", como por ejemplo la bacteria intestinal común *Escherichia coli*.^{24,4,40}

La identificación positiva de las bacterias patógenas *Salmonella*, *Shigella* o *Vibrio*, puede resultar muy compleja pues se requieren varios métodos

diferentes. Debe siempre efectuarse una inspección especial si existe o se teme el brote de alguna epidemia, o si se contempla hacer uso de una nueva dotación de agua potable. Estos organismos patógenos generalmente se presentan en muy bajas concentraciones en el agua, por lo que es necesario concentrar las muestras mediante técnicas de filtración antes del análisis. Aunque los métodos de identificación de patógenos están continuamente mejorándose y haciéndose más simples, todavía requieren de laboratorios sofisticados y caros que difícilmente pueden ser disponibles dentro de las instalaciones de las autoridades regionales o locales responsables de la calidad del agua, siendo lo más común el que se encuentren en laboratorios centrales o bajo la responsabilidad de una autoridad federal. Afortunadamente, las muestras apropiadamente recolectadas y preparadas pueden ser transportadas hasta un laboratorio central o nacional, en donde se efectúen los análisis.²⁴

3.3 Las enfermedades de origen hídrico

Los padecimientos más comunes, y ciertamente los que causan el mayor daño a escala global, son aquellos que se propagan a través del agua contaminada con heces humanas o animales. Las infecciones ocurren cuando los organismos patógenos llegan al agua que consumen personas que no son inmunes a enfermedades como el cólera, la tifoidea y la disentería bacilar, las cuales siguen una ruta fecal-oral, y dan origen a brotes que se caracterizan porque enferman a muchas personas que beben de la misma fuente de agua.⁴ Debe observarse que aunque estas enfermedades pueden ser transmitidas por el agua, también pueden ser difundidas por cualquier otra ruta que permita la ingestión de la materia fecal de una persona o animal.

CAPÍTULO 4

EL PROCESO DE EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Este capítulo tiene la finalidad de describir las partes más importantes del proceso de diseño y planeación previo a la evaluación de la calidad del agua y resulta complementario al material cubierto en el capítulo anterior, que fue dedicado a describir los parámetros o variables que sirven para medir la calidad del agua.

4.1 Selección de las variables relacionadas con los usos del agua.

Las evaluaciones orientadas al uso prueban si la calidad del agua es satisfactoria para propósitos específicos, tales como el abastecimiento para beber, el riego, el uso industrial, la recreación, la higiene, la vida acuática o la producción piscícola, y también para el control o monitoreo de fondo.¹⁷ Muchos de los usos del agua tienen requisitos específicos con respecto a contaminantes o variables físicas y químicas. En algunos casos los requerimientos de calidad del agua han sido definidos mediante directrices o lineamientos, estándares y hasta en términos de concentraciones máximas permitidas. Esos requerimientos consisten de una serie de valores de concentración recomendados (para el caso de lineamientos) u obligatorios (como en el caso de estándares o normas) que no deben ser excedidos para ciertas variables y para un uso específico propuesto. Para algunas de las variables los límites definidos son diferentes de país a país, dejando un criterio abierto y hasta cierto punto flexible, mientras que el criterio que rige para los lineamientos es el de que éstos establecen el número mínimo de variables que deben estar incluidas en un programa de evaluación. La tabla 4.1 sugiere las variables más apropiadas para ser tomadas en cuenta en el caso de que no existan lineamientos establecidos o existan dudas sobre la aplicación o interpretación de éstos, aunque se deberá ejercer el criterio y

sentido común para incluir otras variables, de acuerdo con las condiciones especiales que se relacionen con el uso planeado para el agua.¹⁷

Tabla 4.1 Selección de variables para la evaluación de la calidad del agua en relación a sus usos no industriales¹.

Usos Variable	Varios			Agricultura		
	Control de Fondo	Vida Acuática	Fuentes de Agua Potable	Recreo e Higiene	Riego	Abrevadero
<i>Variables Generales</i>						
Temperatura	xxx	xxx		x		
Color	xx		xx	xx		
Olor			xx	xx		
Sólidos Susp. Tot.	xxx	xxx	xxx	xxx		
Turbidez	x	xx	xx	xx		
Conductividad	xx	x	x		x	
Sólidos Disueltos		x	x		xxx	x
pH	xxx	xx	x	x	xx	
Oxígeno Disuelto	xxx	xxx	x		x	
Dureza ¹		x	xx			
Clorofila a	x	xx	xx	xx		
<i>Nutrientes</i>						
Amoniaco	x	xxx	x			
Nitrato/Nitrato	xx	x	xxx			xx
Fósforo/Fosfato	xx					
<i>Materia Orgánica</i>						
COT	xx		x	x		
DQO	xx	xx				
DBO	xxx	xxx	xx			
<i>Iones Mayoritarios</i>						
Sodio	x		x		xxx	
Potasio	x					
Calcio	x				x	x
Magnesio	xx		x			
Cloruro	xx		x		xxx	
Sulfato	x		x			x
<i>Otras Variables</i>						
<i>Inorgánicas</i>						
Fluoruro			xx		x	x
Boro					xx	x
Cianuro		x	x			

Continúa...

Tabla 4.1 Continuación...

Usos	Varios	Agricultura
------	--------	-------------

Variable	Control de Fondo	Vida Acuática	Fuentes de Agua Potable	Recreo e Higiene	Riego	Abrevadero
<i>Elementos Trazas</i>						
Metales Pesados		xx	xxx		x	x
Arsénico Selenio		xx	xx		x	x
<i>Contaminantes Orgánicos</i>						
Petroleo y sus Derivados		x	xx	xx	x	x
Soventes		x	xxx ²			x
Fenoles		x	xx			x
Plaguicidas		xx	xx			x
Surfactantes		x	x	x		x
<i>Variables Microbiológicas</i>						
Coliform. fecales			xxx	xxx	xxx	
Coliformes Totales			xxx	xxx	x	
Patógenos			xxx	xxx	x	xx

x - xxx Baja a alta probabilidad, respectivamente, de que la concentración de la variable será afectada, siendo lo mas importante incluir a la variable en el programa de monitoreo

La seleccion de variables debe solo incluir a aquellas mas relevantes a las condiciones locales, pero puede darse el caso de tener que incluir a otras variables no contempladas en la tabla bajo los encabezados dados.

Las variables estipuladas en los reglamentos o lineamientos locales acerca de usos específicos del agua deberán ser incluidas cuando se efectue el monitoreo para ese uso específico.

1 Para usos industriales ver la Tabla 4 4.
2 Extremadamente importante para aguas subterráneas

4.2 La selección de variables relacionadas con las fuentes de contaminantes.

Las evaluaciones de calidad del agua examinan a menudo los efectos de actividades específicas sobre un cuerpo de agua. Por lo general esas evaluaciones se efectúan en relación con las descargas de efluentes, el escurrimiento urbano o del campo, o la contaminación no intencional causada por accidentes. La selección de las variables se rige por el conocimiento de las fuentes de contaminación y los efectos adversos esperados sobre el cuerpo de agua receptor, siendo deseable conocer la calidad del agua "aguas arriba" o antes de los puntos de las descargas provenientes de las actividades de una comunidad. Esto último puede lograrse mediante monitoreos aguas arriba, en el caso de un río, o en un sistema de pozos algún tiempo antes del desarrollo de un confinamiento

sanitario, como un ejemplo de cómo proceder con un acuífero subterráneo amenazado. Si las anteriores actividades no pudiesen efectuarse, puede utilizarse la información sobre calidad de fondo de algún cuerpo de agua cercano, similar al de interés pero no contaminado, en la misma cuenca de captación. Las variables para evaluar la calidad del agua, en relación a varias fuentes principales de contaminación se anotan en la tabla 4.2.

Tab a 4.2 Selección de variables para la evaluación de la calidad del agua en relación a fuentes contaminantes no industriales.

Variable	Residuales y de Alcantarillado ¹	Escurrimiento Urbano	Actividades Agrícolas	Rellenos y Basureros		Transporte Atmosférico de Largo Alcance
				Municipales	Químicos Peligrosos	
<i>Variables Generales</i>						
Temperatura	x	x	x			
Color	x	x	x	x		
Olor	x	x	x			
Residuos	x	x	xxx	xxx	xx	
S. Suspendidos	xxx	xx	xxx	xx	xx	
Conductividad	xx	xx	xx	xxx	xxx	xxx
Alcalinidad				xx		xxx
pH	x	x	x	xx	xxx	xxx
Eh	x	x	x			
Oxígeno Disuelto	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	
Dureza	x	x	x		x	x
<i>Nutrientes</i>						
Amoniaco	xxx	xx	xxx	xx		
Nitrito Nitrato	xxx	xx	xxx	xx		xxx
N Organico	xxx	xx	xxx	xx		
Fosfatos	xxx	xx	xxx	x		x
<i>Materia Orgánica</i>						
COT	x	x	x			
DQO	xx	xx	x	xxx	xxx	
DBO	xxx	xx	xxx	xxx	xx	
<i>Iones Mayoritarios</i>						
Sodio	xx	xx	xx			
Potasio	x	x	x			
Calc o	x	x	x			
Magnesio	x	x	x			
Carbonatos			x			
Cloruro	xxx	xx	xxx	xx	xx	
Sulfato	x	x	x			xxx

<i>Otras Variables</i>					
<i>Inorganicas</i>					
Sulfuro	xx	xx	x		x
Silice	x	x			
Fluoruro	x	x			
Boro			x		
<i>Elementos Trazas</i>					
Aluminio					x
Cadmio		x		xxx	xxx
Cromo		x		xxx	xx
Cobre	x	x	xx ²	xxx	xx
Hierro	xx	xx		xxx	xx
Plomo	xx	xxx		xxx	xx
Mercurio	x	x	xxx ²	xxx	xxx
Zinc		x	xx ²	xxx	xx
Arsénico		x	xxx ²	xx	xxx
Selenio		x	xxx ²	x	x
<i>Contaminantes Orgánicos</i>					
Grasas y Aceites	x	x			
Petroleo e Hidro-carburos	xx	xxx		xx	x
Solventes	x	x		xxx	xxx
Metano				xxx ⁴	
Fenoles	x			xx	xx
Plaguicidas		x	xxx ³	xx	xxx
Surfactantes	xx		x		x
<i>Variables Microbiológicas</i>					
Coliformes fecales	xxx	xx	xx	xxx	
Otros Patogenos	xxx		xx	xxx	

x - xxx Baja a alta probabilidad, respectivamente, de que la concentración de la variable será afectada, siendo lo mas importante incluir a la variable en el programa de monitoreo.

La selección definitiva de las variables depende de la naturaleza del cuerpo de agua.

1 Supone despreciable la descarga de efluentes industriales sobre la red de alcantarillado.

2 Solo se requiere la medición cuando se utiliza localmente o en casos donde ocurra en forma natural en concentraciones altas.

3 Los compuestos específicos deberán ser medidos de acuerdo a su nivel de uso en la región.

4 Sólo relevante para aguas subterráneas en áreas industriales localizadas.

4.3 El proceso de evaluación de la calidad del agua.

4.3.1 Monitoreo, inspección y vigilancia.

La razón principal para la evaluación de la calidad de un ambiente acuático ha sido, tradicionalmente, la necesidad de verificar si la calidad observada del agua es apropiada para los fines a que se le destina. La forma de

efectuar el control o monitoreo ha evolucionado también, utilizándose para determinar tendencias o cambios en la calidad de un ambiente acuático y evaluar la medida en que el mismo es afectado por la liberación de contaminantes o por otras actividades humanas.³⁰

Se han propuesto definiciones generales para los diversos tipos de observaciones ambientales. Ellos pueden interpretarse para el ambiente acuático de la manera siguiente:

<u>Operación de evaluación de la calidad del agua</u>	<u>Definición</u>
Monitoreo	Medición estandarizada de largo plazo. Observación, evaluación y reporte sobre el estado y tendencias de un ambiente acuático.
Inspección	Programa intensivo de duración finita, para medir, evaluar y reportar la calidad del ambiente acuático para un propósito específico.
Vigilancia	Medición específica continua. Observación y reporte para los propósitos de administración o manejo de calidad del agua y de actividades operacionales.

Nótese que el monitoreo, la inspección y la vigilancia están todos basados en la recolección de datos, su evaluación y reporte. Los datos son regularmente recolectados en ubicaciones geográficas dadas y a menudo descritas por la longitud y la latitud del punto de muestreo (coordenadas x,y) y, además, por la profundidad a la que la muestra es tomada del cuerpo de

agua (coordenada vertical z). Los datos de monitoreo deben ser también descritos con respecto al tiempo (t) al que la muestra es tomada o en el momento en que se efectúe la medición *in situ*. Así, cualquier variable física, química o biológica será medida como una concentración (c), o un dato numérico, que es función de los parámetros mencionados antes: $c = f(x,y,z,t)$. En los ríos es importante conocer la descarga (Q), a fin de determinar el flujo y poder interpretar los datos. Las mediciones hidrológicas son indispensables para cualquier operación de monitoreo de calidad de aguas superficiales. Los datos de calidad del agua subterránea también requieren información hidrológica adecuada, a fin de garantizar una interpretación razonable. Así, para las variables medidas en ríos se tiene que: $c = f(x,y,z,t,Q)$.

Resumiendo; los datos de monitoreo deben proveer una determinación inequívoca de los parámetros x , y , z , t y Q , a fin de ser utilizados para la correcta interpretación de los datos y una más certera y confiable evaluación de la calidad del agua.

4.3.2 Objetivos en la evaluación de la calidad del agua.

Un programa de evaluación debe sólo iniciarse después de revisar críticamente las necesidades reales de información sobre la calidad del agua. Los recursos de agua son comúnmente puestos al servicio de las necesidades de usuarios diversos; los que, por cierto a menudo compiten entre sí cuando el recurso es limitado. Por lo anterior, el monitoreo debe reflejar las necesidades de información de los varios usuarios involucrados. Consecuentemente, existen dos tipos generales de programas de monitoreo:

- El *monitoreo de objetivo sencillo*, orientado a tratar con un problema dado, que involucre sólo a un grupo de variables como el pH, la alcalinidad y

algunos cationes para el caso de la lluvia ácida, nutrientes y pigmentos de clorofila para el caso de la eutroficación, varios compuestos nitrogenados para el caso de contaminación por nitratos, o mediciones de sodio, calcio, cloruro y varios otros elementos para los problemas relacionados con la irrigación.

- El *monitoreo de objetivos múltiples*, que puede cubrir varios usos del agua tales como el abastecimiento poblacional (potable) y la industria manufacturera, con lo que se involucra a un número mayor de variables. Como ejemplo, la Comisión de la Comunidad Europea tiene una lista de más de 100 micro-contaminantes para ser considerados sólo en el agua destinada para el consumo humano.

La implantación de los objetivos de un programa de evaluación puede enfocarse sobre la distribución espacial de la calidad (un número grande de estaciones), o sobre tendencias (una alta frecuencia de muestreos), o incluso se contaminantes específicos (inventarios a profundidad). Cubrir estos tres requerimientos es virtualmente imposible o muy costoso. Ello hace necesario que se implanten *inspecciones preliminares* que permitan determinar el enfoque con que deberá efectuarse el programa operacional definitivo. La tabla 4.3 resume los tipos existentes de evaluaciones de calidad del agua en relación con sus objetivos principales.

Los beneficios de una operación de monitoreo óptima, emanada de una cuidadosa investigación y planeación preliminar, paga con exceso los esfuerzos hechos durante la fase inicial. Por el contrario, los errores y fallas en la consideración de factores durante esta parte del programa pueden llevar a deficiencias costosas o a gastos excesivos durante muchos años de monitoreo rutinario.

Tabla 4.3 Tipos y objetivos de las operaciones involucradas en la evaluación de la calidad del agua.

Tipo de Evaluación	Objetivo Principal de la Evaluación
<i>Evaluaciones comunes</i>	
1 Monitoreos de propósitos múltiples	Distribución temporal y espacial de la calidad del agua
2 Monitoreos para evaluar tendencias	Evolución de la contaminación a largo plazo (concentración y carga total)
3 Inspección básica	Identificación y ubicación de los problemas de inspección mayores, y de su distribución espacial
4 Vigilancia operacional	Calidad del agua para usos específicos y variables relacionadas con la calidad del agua
<i>Evaluaciones ocasionales</i>	
5 Monitoreo de fondo	Niveles de fondo para el estudio de los procesos naturales; utilizado como punto de referencia para la evaluación de contaminación o de impacto
6 Inspecciones preliminares	Inventario de contaminantes y de su variación espacio / tiempo previo al diseño del programa de monitoreo
7 Inspecciones de emergencia	Inventario rápido y análisis de contaminantes, evaluación rápida de la situación después de un evento catastrófico
8 Inspecciones de impacto	Muestreos limitados en el tiempo y espacio, con enfoque en pocas variables, cerca de las fuentes de contaminación
9 Inspecciones de modelado	Evaluaciones intensivas de la calidad del agua, limitadas en el tiempo, espacio y selección de variables
10 Vigilancia de alerta temprana	En lugares de uso crítico del agua, tales como las fuentes de agua potable; mediciones continuas

Vale la pena mencionar aquí que existen propósitos específicos por los cuales se pueden efectuar inspecciones preliminares acerca de la calidad del agua. Ellos son:

- para determinar la variación espacial y temporal de la calidad del ambiente acuático, a fin de seleccionar las estaciones y frecuencias de muestreo.
- para determinar las variables claves que habrán de ser consideradas y,
- para evaluar la factibilidad y costo de un programa de monitoreo.

4.3.3 Operaciones para la evaluación de la calidad del agua.

Son muy numerosos los tipos posibles de programas de evaluación de la calidad del agua. Éstos deben ser seleccionados o adoptados de acuerdo con los objetivos impuestos sobre las bases de: condiciones ambientales, usos actuales y futuros del agua, legislaciones ambientales y legislaciones sobre el agua, entre otras. Una vez que han sido fijados los objetivos, puede determinarse el diseño del programa de monitoreo tras una revisión de los datos disponibles sobre calidad del agua, reforzados algunas veces mediante inspecciones preliminares.

Una etapa importante, que frecuentemente se omite o se desestimada, es la interpretación de los datos. Ésta debe ser bien ejercida a fin de generar recomendaciones a las autoridades responsables de la administración del agua, a aquéllas que tienen que ver con el control de la contaminación del agua y, muy importante, para eventualmente ajustar o modificar las actividades de monitoreo en marcha.

Existen etapas que son comunes en todos los programas de evaluación de la calidad del agua.¹⁷ Así pues, los elementos en la estructura de operaciones de evaluación de la calidad del agua son los siguientes:

1 Objetivos	Éstos deben tomar en cuenta los factores hidrológicos, los usos del agua, el desarrollo económico, las políticas legislativas, etc. Las decisiones importantes involucran conceptos como: si el énfasis se debe enfocar en las concentraciones o en las cargas, en las distribuciones temporales o espaciales o en ambas, en los medios de monitoreo más apropiados, etc.
-------------	---

2 Inspecciones preliminares	Éstas son actividades de corto plazo, limitadas para determinar la variación de la calidad del agua, el tipo de medio de monitoreo y los contaminantes que deben ser considerados. Esta etapa permite deducir la factibilidad técnica y financiera de un programa completo de monitoreo.
3 Diseño de monitoreo	Éste incluye la selección de los contaminantes (variables) a medir, ubicación de las estaciones de muestreo, frecuencia de toma de muestras, aparatos de muestreo, etc.
4 Operaciones de monitoreo en el Campo	Éstas incluyen mediciones <i>in situ</i> , muestreo del medio apropiado (agua, biota, materia suspendida o partículas), pretratamiento y conservación de la muestra, identificación y envío.
5 Monitoreo hidrológico	Éste incluye mediciones de descarga de agua, niveles de agua, perfiles térmicos, etc., debiéndose siempre relacionar con las actividades de evaluación de la calidad del agua.
6 Actividades de Laboratorio	Éstas incluyen a las mediciones de concentración y los datos biológicos.
7 Control de calidad de los datos	Éstas deben llevarse a cabo mediante pruebas analíticas de certificación, comparando las mediciones hechas para un mismo grupo de variables en diferentes laboratorios y entre los laboratorios que participan en el mismo programa. Debe incluirse la verificación de datos hidrológicos y las operaciones de campo.
8 Tratamiento, almacenado y reporte de los datos	Esta etapa actualmente se halla casi por completo computarizada e involucra bases de datos, tratamiento y análisis estadístico, determinación de tendencias, correlación de múltiples factores, etc. La presentación y difusión de los resultados tiene la forma de gráficas, diagramas, tablas, publicaciones en revistas, reportes, etc.

9 Interpretación de los datos	Ésta comprende la tarea de comparar los datos de calidad del agua entre estaciones (variables de calidad, flujos, etc.), análisis de las tendencias en la calidad del agua, desarrollo de las relaciones causa-efecto entre los datos de calidad del agua y los datos ambientales (geología, hidrología, uso de la tierra, inventario de las fuentes contaminantes) y el juicio o criterio de calidad del agua para los diversos usos a los que se le destina.
10 Recomendaciones a los cuerpos oficiales o privados responsables de la administración del agua	Éstas son hechas ante los diversos niveles de los organismos oficiales locales y hasta internacionales responsables de la administración del agua o de los asuntos ambientales, con la intención de enriquecer los criterios y así la toma de decisiones acerca del re-diseño de las operaciones de evaluación, mejora de los programas de monitoreo, efectividad respecto a costos y, más importante, su traducción en una mejor dotación de agua en calidad y cantidad.

4.3.4 Niveles y categorías de los programas de evaluación de calidad del agua.

Como parte fundamental de los programas de evaluación, el monitoreo (*i*) debe generar los datos que son esenciales para una adecuada interpretación, permitiendo o guiando hacia decisiones administrativas correctas, pero (*ii*) no debe llevar a una colección extensa de datos innecesarios, costosos de obtener, que no contribuyan al requerido entendimiento de la calidad del agua. Aún más, los programas de monitoreo deben, por necesidad, considerar las condiciones sociales y económicas y el nivel técnico y científico de desarrollo del país donde se ejecuten.

Puede entonces verse la estrecha relación que existe entre la profundidad y la amplitud de los programas de monitoreo y la evaluación de calidad del

agua, propiamente dicha. En la práctica, es muy difícil escoger, *a priori*, el nivel óptimo de evaluación necesario para generar los datos requeridos para satisfacer unos propósitos específicos. Por lo general, se llega a la evaluación a través de actividades de monitoreo, las que incluyen mediciones estandarizadas, evaluaciones y reportes.

Dependiendo del grupo de variables de calidad, el tipo de cuerpo de agua y las características de orden económico y de desarrollo industrial de un país o región; existen, en general, los siguientes tres niveles de clasificación para los programas de monitoreo:

- El *monitoreo simple*, basado en un número limitado de muestras, con observaciones y mediciones simples y con un tratamiento de datos que puede ser efectuado en una calculadora de bolsillo.

- EL *Monitoreo de nivel intermedio*, el cual requiere del servicio específico de instalaciones de laboratorio y mayor apoyo económico, debido fundamentalmente al mayor número de estaciones de muestreo, de muestras, de variables de análisis, etc. El tratamiento de datos requiere, al menos, una computadora personal.

- El *monitoreo de nivel avanzado*, el cual involucra técnicas analíticas sofisticadas y personal técnico altamente capacitado. Las instalaciones de laboratorio deben ser capaces de resolver para cualquier tipo de contaminante, así como para un número en aumento de muestras tomadas y variables analíticas a determinar. El mayor volumen de datos almacenados, y la demanda de memoria operativa para su adecuado y expedito tratamiento, requiere de instalaciones y de computadoras de mayor capacidad.

Todas las etapas del proceso de evaluación, desde el planteamiento de los objetivos hasta la interpretación de los datos, se hallan íntimamente relacionadas con estos tres niveles descritos. El objetivo primordial es el de promover las operaciones de monitoreo, a partir del nivel básico y de ahí a otros más elaborados y complejos, conforme al aumento en la complejidad de los problemas de calidad del agua y al aumento en la capacidad para desarrollar programas de mayor profundidad científica.

Los tipos o categorías de los programas de evaluación pueden ser tantos, según sean los objetivos, los cuerpos de agua, los contaminantes y los usos del agua. En la práctica, el número se halla limitado a los diez tipos generales descritos en la tabla 4.3, con lo que resulta más fácil la diferenciación con respecto al término *niveles*, el cual se halla más en el sentido de frecuencia, densidad, número de variables, duración, lapso de interpretación, etc; parámetros que, por cierto, pueden estar presentes en todas y cada una de las categorías de evaluación mencionadas.

4.3.5 Diseño de programas de evaluación de calidad del agua.

Una vez que los objetivos del programa han sido identificados claramente, son enseguida esenciales tres etapas de aseguramiento para el diseño de un buen programa de evaluación: (i) la selección del medio de muestreo apropiado, (ii) la determinación de la variabilidad en la calidad del agua mediante inspecciones preliminares y (iii) la integración de los datos hidrológicos a los datos del monitoreo de la calidad del agua.

4.3.5.1 Selección del medio de muestreo.

En general, existen tres principales medios de muestreo para el monitoreo de la calidad del agua; agua, partículas suspendidas y organismos vivos. La calidad del agua y de las partículas suspendidas puede ser estimada a través de los análisis físicos y químicos. La calidad biológica, sin embargo,

puede ser estimada mediante (i) inspecciones ecológicas específicas como conteos bacterianos o censo de especies invertebradas, los que pueden llevar a la elaboración de índices bióticos, (ii) bio-ensayos específicos utilizando una o varias especies (bacterias, crustáceos o algas) en pruebas de toxicidad, pruebas de crecimiento de algas, ritmos de respiración, etc.³¹ (iii) estudios enzimáticos e histológicos en organismos seleccionados y (iv) análisis químicos de tejidos corporales de organismos seleccionados.

Para propósitos de monitoreo, cada medio de muestreo tiene su propio grupo de características, con ventajas y desventajas respecto a los otros, pero indudablemente que cada medio es relevante y apropiado según sea el objetivo del programa de evaluación. Algunas de estas características distintivas son; aplicabilidad a los diferentes cuerpos de agua, especificidad a determinados contaminantes, sensibilidad a la contaminación con capacidad de multiplicar la respuesta en varios órdenes de magnitud, sensibilidad a la contaminación de las muestras, nivel de requerimientos del personal de campo, facilidad de almacenamiento de las muestras, lapso de tiempo del proceso de evaluación de calidad desde las operaciones de campo hasta los resultados, etc.

El agua es el medio de muestreo más comúnmente utilizado y es el de mayor relevancia en el estudio de la calidad del agua, seguido por el muestreo de material suspendido y luego por el estudio de la biota. Las partículas suspendidas son ampliamente usadas como medio de muestreo en estudios de calidad en lagos y presas, así como en monitoreos de evaluación de tendencias. Los índices biológicos, basados en métodos ecológicos, son cada vez más utilizados para evaluaciones de calidad del agua en ríos y lagos.³²

En resumen, cada categoría de evaluación de calidad del agua tiene sus propios requerimientos en relación con las características de cada medio de muestreo. Ello debe tenerse en cuenta para todos los aspectos

operacionales del programa de monitoreo pues de ello depende la continuidad de la cadena de actividades.

4.3.5.2 Variabilidad de la calidad del agua y frecuencia de muestreo.

En cualquier cuerpo de agua, la calidad es un aspecto altamente variable; en los ríos es mayor que en los lagos, pero menor que en los acuíferos subterráneos. La variabilidad ocurre con respecto a la distribución espacial (longitud, amplitud y profundidad) y también con respecto al tiempo (t). Estos cuatro parámetros tienen diferente grado de influencia, dependiendo del tipo de cuerpo de agua de que se trate.

En general, los ríos tienen sólo una dimensión espacial (longitudinal) en su variabilidad de calidad, junto con una pronunciada variabilidad con respecto al tiempo. El agua subterránea se caracteriza por una variabilidad con el tiempo de baja a muy baja, aunque con dos o tres dimensiones espaciales. Por lo tanto, es necesario tener un conocimiento completo sobre la hidrodinámica de cada cuerpo de agua, a fin de hacer una más efectiva y certera evaluación sobre su calidad y, cuando así se requiera, poder evaluar mejor el impacto y las consecuencias de un evento dañino al cuerpo de agua.

Las actividades de monitoreo, que incluyen la selección de puntos de muestreo y la frecuencia de las tomas de muestras, son altamente dependientes del tipo de ambiente acuático. El nivel de oxígeno disuelto en el agua de una presa o lago es un buen ejemplo para ilustrar el caso. Durante el verano, en que se ve favorecido el crecimiento del plancton, existen variaciones entre el nivel de oxígeno de día o de noche, en lo que se denomina *ciclos diel*, lo cual se manifiesta principalmente en la capa de agua que recibe la luz del sol (*zona eufótica*). Mas aún, el gradiente de oxígeno es pronunciado de la parte alta a la baja de la zona eufótica, pudiendo incluso exhibir un agotamiento marcado en la *termoclina* (zona de cambio rápido de temperatura). En el agua somera, el ciclo del oxígeno puede ser muy diferente a como ocurre en el centro de una presa o un lago.

La variabilidad del oxígeno depende entonces de cuatro dimensiones: longitudinal, transversal, vertical y tiempo.

Durante los períodos de mezclado, que pueden ser uno o dos por año; por ejemplo el mezclado de invierno, los lagos o presas se hallan totalmente mezclados y permanecen en esa condición hasta por varias semanas. Por ello, una muestra simple puede ser representativa del lago o presa para un período de tiempo relativamente largo.

Las estrategias de muestreo, los puntos de ubicación de las estaciones y la frecuencia de las tomas, dependen vitalmente del tipo de cuerpo de agua. Sin embargo, debe también tomarse en cuenta la categoría del programa de evaluación, a fin de establecer la óptima estrategia de muestreo. Por ejemplo, la vigilancia operacional debe enfocarse a las peores condiciones posibles, como por ejemplo a los períodos más secos del verano, o a los momentos en que se presentan valores extremos de concentración de un contaminante. La tabla 4.4 presenta una optimización de frecuencia de muestreo, para el caso de monitoreos en la determinación de las tendencias, basados en la medición de variables químicas.

4.3.5.3 Monitoreo hidrológico en combinación con el monitoreo de la calidad del agua.

Toda interpretación razonable de los datos analíticos, para la correcta evaluación de la calidad del agua, será sólo posible con la correspondiente base de datos hidrométricos. Consecuentemente, todo monitoreo en un ambiente acuático debe tomar en cuenta las características de los cuerpos de agua; las que, por cierto deben previamente determinarse a través de inventarios e inspecciones. La tabla 4.5 señala las mediciones hidrológicas relevantes asociadas a las mediciones y los muestreos de campo, hechos en diferentes tipos de cuerpos de agua.

La evaluación combinada de datos hidrológicos y de datos de calidad del agua deben tomar en cuenta las variaciones espaciales y temporales. Los cuerpos de agua tienen rasgos hidrológicos que siguen sus propios patrones de variación, los que pueden ser algo diferentes o en sentidos opuestos a las fluctuaciones de calidad de origen natural o antropogénicas. Afortunadamente, y conforme a la experiencia que así lo demuestra, ellos tienden a estar muy estrechamente vinculados.

Tabla 4.4 Optimización de frecuencias en los monitoreos de tendencias en la calidad del agua.

Medio de muestreo	Ríos y arroyos	Ríos caudalosos ¹	Lagos y presas	Aguas subterráneas
Agua	< 24 por año	< 12 por año	1 por año en c/ mezclado total ² o en cada mezclado ³	1 a 4 por año ⁴
Partículas suspendidas	1 por año ⁵	1 por año ⁵	1 por año ⁶	no relevante
Monitoreo biológico	1 por año ⁷	1 por año para los índices bióticos ⁸	8 a 12 por año ⁹ 0.2 por año ¹⁰	
1 Área de cuenca > 100 000 Km ² . La frecuencia depende de la variabilidad en la descarga de agua.		6 Una muestra compuesta de 2 a 4 muestras de sedimento de trampa.		
2 Si el tiempo de residencia del Agua es > 1 año.		7 Organismos introducidos para el monitoreo de bioacumulación de elementos o compuestos.		
3 Si el tiempo de residencia del Agua es < 1 año.		8 A bajo flujo o caudal		
4 Depende del tiempo de residencia Del agua.		9 Para muestras anuales de clorofila del Verano.		

5 Una muestra compuesta de 12 muestras de sólidos suspendidos totales, ponderados en peso de acuerdo a la descarga de sólidos totales o, si ello no es posible, a la descarga de agua.

10 Inventario de microfitos; uno cada 5 años.

Tabla 4.5 Información hidrológica requerida en la evaluación de la calidad del agua.

Nivel	R'os	Lagos / Presas	Aguas Subterráneas
<i>Informacion Básica</i>			
A	Mapa de la cuenca	Régimen térmico	Tipo principal del acuífero
B	Régimen estacional	Mapa del fondo o batimetría	Mapa del acuífero
C	Estadísticas de flujo	Balance de agua y patrones de flujo	Características hidrodinámicas
<i>Monitoreo Hidrológico</i>			
A	Nivel al muestreo	Nive al muestreo	Nivel piezométrico
B	Descarga del río al muestreo	Nivel entre muestras	Nivel entre muestras
C	Descarga continua	Descarga de tributarios	Conocimiento completo de la hidrodinámica

4.3.6 Implementación de programas de monitoreo de calidad del agua.

Los aspectos de calidad de los recursos de agua no pueden ser vistos de una manera aislada durante la instalación de un programa (regional o nacional) de evaluación de calidad del agua. Existe una gran diversidad de medios con influencia directa sobre el agua, así como también una amplia gama de conexiones entre el agua y su impacto a otros medios. La tabla 4.6 resume de manera cualitativa la influencia del aire sobre la calidad del agua y también la influencia de la calidad del agua sobre otros medios o ambientes.

Tabla 4.6 Relaciones entre la contaminación del agua dulce y otros medios.

Relaciones y Conexiones					
Agentes o Tópicos	Aire al Agua	Agua al Suelo	Agua al Agua Potable	Agua a los Alimentos	Agua a las Aguas de la Costa
Patógenos	x	x	xxx	xxx	xxx
Materia Orgánica	o	x	x	na	xxx
Eutrofización	x	x	o	o	xxx
Nitratos	o	o	xx	xxx	xxx
Salinización	o	xxx	x	o	na
Elementos Trazas	xx	xx	xx	xxx	xxx
Micro-contaminantes Orgánicos	xx	xx	xxx	xxx	xxx
Acidificación	xxx	xx	xx	o	na
Sólidos Suspendedos	o	na	x	na	xx
xxx Efectos severos			x Efecto menor		
xx Efectos importantes			o Sin efecto	na no aplicable	

CAPÍTULO 5

DETERMINACIÓN EXPERIMENTAL DE LA CONTAMINACIÓN FECAL EN EL AGUA.

El uso de los métodos experimentales es una parte importante en todas las áreas de la Química y de muchos otros campos de la Ciencia y la Ingeniería. A menudo es necesario usar varias técnicas y métodos analíticos, a fin de obtener la información requerida para resolver los problemas de análisis.

En el presente trabajo se utilizaron dos métodos para la determinación de la presencia de contaminación fecal en el agua, uno bacteriológico, aplicado a los organismos coliformes totales y fecales, que representa al método tradicional; así como el instrumental, aplicado a determinar la concentración de urobilinas, como método no-tradicional, haciendo uso específicamente de la técnica de análisis de espectrofotometría ultravioleta- visible.

A continuación se describen los métodos experimentales utilizados en el desarrollo de este trabajo; es decir, tanto el método bacteriológico como el instrumental.

5.1 Método bacteriológico tradicional.

Todas las enfermedades que se transmiten a través del agua, incluyendo el tifo, la disentería, la hepatitis y el cólera, lo hacen a través de la ruta fecal-oral. Debido a que en la práctica toma mucho tiempo localizar e identificar esos organismos productores de enfermedades (patógenos), se ha adoptado una técnica simple para identificar la presencia de bacterias de origen fecal en el agua. Esto implica buscar organismos indicadores que pueden o no ser patógenos, pero que indican ciertamente si el agua ha sido expuesta a la contaminación.³³

El método más comúnmente utilizado para determinar la presencia de microorganismos de origen fecal se basa en la determinación de bacterias del grupo coliforme, el cual está formado principalmente por los géneros *Escherichia*, *Aerobacter*, *Klebsiella* y *Paracolonobacterium*, los cuales habitan en el tracto intestinal de los mamíferos.²⁵ La presencia de bacterias coliformes en el agua indica que ésta ha sido contaminada por heces.

La determinación del grupo coliforme (que incluye coliformes totales y coliformes fecales) puede hacerse mediante pruebas cualitativas o cuantitativas.

5.1.1 Pruebas cualitativas

Como su nombre lo indica, las pruebas cualitativas evalúan solamente la presencia o ausencia del grupo coliforme. Por otro lado, las pruebas cuantitativas determinan el número de microorganismos presentes.^{24,25}

Hay tres tipos de pruebas cualitativas: presuntivas, confirmatorias y completas. Estas pruebas se basan en la propiedad del grupo coliforme de producir gas durante la fermentación de lactosa. En la prueba presuntiva, una porción de la muestra es inoculada en cierto número de tubos de prueba que contienen caldo lactosado y otros ingredientes necesarios para el crecimiento. Los tubos son incubados con una temperatura alrededor de $35 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$. La producción de gas después de 2 a 48 horas indica que la prueba presuntiva es positiva. Debido a que otros organismos, además de los coliformes, pueden liberar gas a esta temperatura de fermentación, una prueba presuntiva positiva representa sólo una posibilidad de que el grupo coliforme esté presente, por lo que se recomienda efectuar la prueba confirmatoria para coliformes, la cual se describe a continuación.

La prueba confirmatoria utiliza el principio de que el grupo coliforme puede fermentar la lactosa, pero ahora en presencia del colorante verde brillante. Los organismos que no pertenecen al grupo coliforme no pueden fermentar la lactosa en presencia de este colorante. El medio de crecimiento es llamado bilis verde brillante. La muestra es inoculada con un asa, a partir de los tubos de la prueba presuntiva, dentro de otra serie de tubos de fermentación que contienen caldo bilis verde brillante. Igualmente, se incuba a $35 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$. La liberación de gas, después de 24 a 48 horas, indica que la prueba confirmatoria es positiva.²⁵

5.1.2 Pruebas cuantitativas.

Existen actualmente dos pruebas para determinar el número de organismos coliformes: por filtración en la membrana y la técnica de tubos múltiples. La técnica de filtración en la membrana consiste en filtrar la muestra al vacío, a través de un filtro membrana con tamaño de poro de $0.45 \mu\text{m}$, colocando luego el filtro en una caja petri con el medio de cultivo, incubándose para posteriormente hacer el conteo. El volumen de muestra más utilizado en la operación de filtrado es de 100 mL.

El otro método para cuantificar coliformes es el de tubos múltiples. Este método es estadístico y los resultados se reportan como el "Número Más Probable "(NMP).

El procedimiento es similar al del método cualitativo de liberación de gases a partir del consumo de lactosa. La diferencia es que dependiendo del número de tubos que contengan gases se calcula el NMP. Se preparan una serie de diluciones de 10, 1, 0.1 y 0.01 mL de la muestra. Cada una de estas porciones se inoculan en cinco tubos de fermentación. Por ejemplo, para la serie de 10 mL, se inocula una serie de cinco tubos con porciones de 10 mL de muestra. Para la serie de 1 mL, se inoculan los cinco tubos con 1 mL de muestra y así sucesivamente. Se cuenta luego el número de tubos que

liberen gas, de cada una de las series de cinco tubos. La información obtenida se consulta en tablas ya establecidas para este fin.²⁵

No obstante lo ampliamente útiles que han sido estas determinaciones a lo largo de más de 50 años, esencialmente sirviendo como indicadores de contaminación fecal, ellas tienen serias limitaciones en una diversidad de situaciones: a) Es bien sabido que los microorganismos tienden a adsorberse en la superficie de la materia sólida (sedimentos, gravas, rocas, paredes) que se halla en contacto o en el medio del agua, b) Muchos de los virus y bacterias de origen fecal mueren o son seriamente afectados por la luz solar, c) La sobrevivencia de los microorganismos fecales de muchos géneros o grupos son afectados por las altas concentraciones de sales disueltas, como en el caso de zonas costeras o durante el mezclado de ríos de muy diversas concentraciones de sales en sus aguas corrientes. La adsorción y los efectos de la luz o salinidad pueden llevar a valores de NMP más bajos que los esperados para el grado de contaminación real de un cuerpo de agua, o dar la falsa impresión de un alto poder de recuperación natural de una corriente,⁴ tornando en poco confiable a este método tradicionalmente utilizado como indicativo de contaminación fecal.

5.2 Método analítico.

La instrumentación analítica juega un papel importante en la producción y en la evaluación de nuevos productos y en la protección de los consumidores y del medio ambiente. Esta instrumentación proporciona los medios para asegurar que se disponga de alimentos, medicinas, agua y aire no contaminados. La amplia inspección de cantidades de muestra que se ha hecho posible gracias a la instrumentación automatizada, frecuentemente libera al analista de las tediosas tareas relacionadas en un principio con el análisis químico.³⁴ La mayoría de las técnicas instrumentales queda en una de las siguientes tres áreas principales: espectroscopia, electroquímica y cromatografía. Dentro de la espectroscopia se encuentra la

espectrofotometría de absorción ultravioleta–visible (UV/VIS), técnica utilizada en esta investigación.

Este trabajo tuvo como objetivo evaluar el grado de contaminación fecal de cuerpos de agua a través de una técnica analítica basada ya no estrictamente en la cuenta o número de colonias de microorganismos, sino en la evaluación cuantitativa de un grupo de agentes químicos, las urobilinas, relacionados con el metabolismo de los mamíferos, tanto humanos como animales.¹¹

5.2.1 Espectrofotometría de absorción UV/VIS

En esta técnica la muestra absorbe una porción de un haz de luz que se hace incidir sobre ella, mientras el resto es transmitida hasta un detector, donde se transforma en una señal eléctrica y se visualiza, generalmente después de ser amplificada, en un medidor o algún otro tipo de dispositivo de lectura. La figura 5.1 muestra un diagrama esquemático de este método analítico.

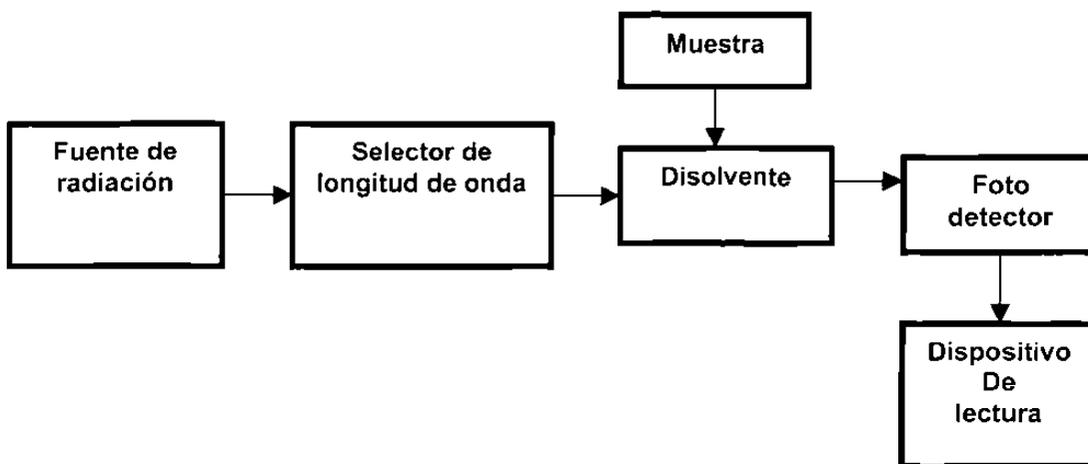


Figura 5.1. Módulos instrumentales para medir la absorción de la radiación.

5.2.1.1 La fuente de radiación.

Las fuentes de radiación para la espectrofotometría de absorción poseen dos condiciones básicas. Primeramente deben proporcionar la suficiente energía radiante a lo largo de toda la región de longitudes de onda en la que se medirá la absorción. En segundo lugar, deben mantener una intensidad constante por encima del intervalo de tiempo durante el que se realicen las mediciones.

Los tipos de lámparas utilizadas son las de descarga de hidrógeno, o de deuterio, a bajas presiones y bajo voltaje para la región ultravioleta, y de filamento incandescente (por ejemplo de tungsteno y halógeno) para la región del visible.³⁴

5.2.1.2 Selección de longitud de onda.

Los métodos espectrofotométricos generalmente requieren el aislamiento de bandas discretas de radiación. La ley de Beer es la base de todos los trabajos cuantitativos pero se requiere el uso de radiaciones monocromáticas. Para aislar la banda estrecha de longitudes de onda se utilizan filtros, monocromadores, o ambos.

5.2.1.3 Las celdas o cubetas.

Las celdas utilizadas para espectrofotometría de UV/VIS, dentro de las cuales se colocan las muestras y los estándares de referencia, tienen por lo general 1 cm de espesor, aunque se pueden utilizar celdas desde 0.1 o menos hasta 10 cm o más. Las celdas deben construirse con materiales que no absorban la radiación en la región de interés. EL sílice fundido o el cuarzo es transparente desde 190nm en la región del ultravioleta, hasta

cerca de 3 a 4 μm en la región infrarroja. Los vidrios de borosilicato pueden utilizarse desde 350 nm hasta 2-3 μm .

5.2.1.4 El detector

Un detector es un transductor que convierte la radiación electromagnética en un flujo de electrones y, posteriormente, en una corriente (o voltaje) en el circuito de lectura. Existen detectores de un solo elemento como los fotodiodos, de estado sólido, los tubos fotoemisores y los tubos fotomultiplicadores y otros detectores de elementos múltiples, como los detectores con configuración de estado sólido.³⁴

El detector ideal debe tener una elevada sensibilidad, una elevada relación señal/ruido y una respuesta constante en un intervalo considerable de longitudes de onda.

5.2.1.5 Espectro de absorción.

Cuando pasa una radiación por una capa transparente de un sólido, líquido o gas, pueden eliminarse selectivamente ciertas frecuencias como consecuencia del proceso llamado *absorción*. En este caso, la energía electromagnética se transfiere a los átomos o moléculas que constituyen la muestra; como resultado de ello, estas partículas pasan del estado de más baja energía a estados de mayor energía, o *estados excitados*.³⁵

A la temperatura ambiente, la mayoría de las sustancias se encuentran en su nivel energético más bajo, o sea en *estado fundamental*. La absorción, por lo tanto, produce por lo general una transición entre el estado fundamental y estados con mayor contenido energético.

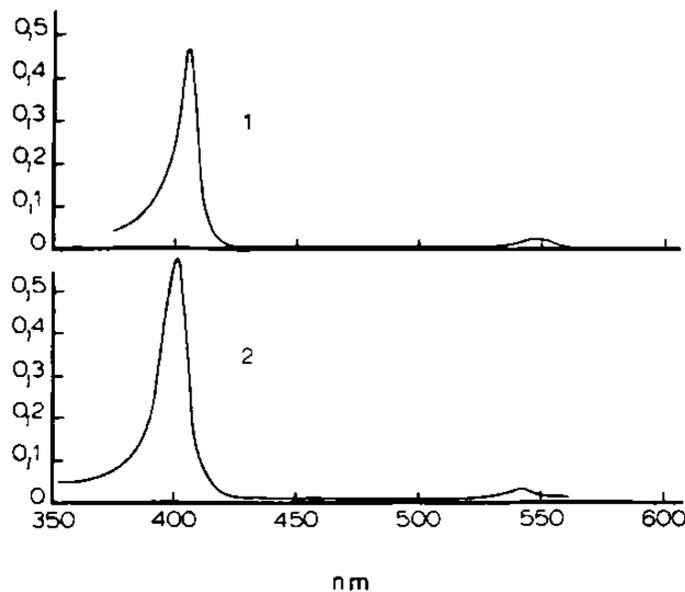


Figura 5.2 .1)Espectro de absorción de uroporfirina en HC 1.5 M 2)Espectro de absorción de coproporfirina en HCl 1.5 M.

Los átomos, moléculas o iones tienen un número limitado de niveles de energía cuantizada discreta; para que se produzca absorción de radiación, la energía del fotón excitante debe igualar a la diferencia de energía entre el estado fundamental y uno de los estados excitados de la especie absorbente. Como estas diferencias de energía son únicas para cada especie, un estudio de las frecuencias de radiación absorbida ofrece un medio para caracterizar a los constituyentes de una muestra de materia. Para este fin, se obtiene experimentalmente una gráfica de la reducción de potencia radiante (absorbancia) en función de longitud de onda o frecuencia.

A las gráficas típicas de esta clase se les llama "espectros de absorción"³⁵. En resumen, un espectro de absorción es una gráfica que relaciona la absorción contra longitud de onda (o frecuencia) y sirve como 'huella digital' para la identificación de una especie molecular. En la figura 5.2 se muestra un ejemplo de espectros de absorción para dos compuestos diferentes.

5.2.1.6 Exactitud y calibración de los instrumentos

Es esencial una calibración adecuada de los instrumentos a fin de obtener análisis exactos. La elección de la técnica de calibración depende del método instrumental, de la respuesta del instrumento, de las interferencias presentes en la matriz de la muestra y del número de muestras a analizar. Tres de las técnicas de calibración más comúnmente utilizadas son la curva analítica o gráfica de trabajo, el método de adición de estándar y el método de estándar interno.³⁶

5.2.1.7 Curva o Gráfica Analítica.

En esta técnica se preparan varias disoluciones estándar que contienen concentraciones conocidas del analito. Dichas disoluciones deben cubrir el intervalo de concentraciones de interés, así como tener una composición matricial (referente a matriz) tan parecida como se pueda a la de las disoluciones de la muestra. También se analiza una disolución de fondo (*blank o background*), que sólo contiene a la matriz del disolvente y las lecturas netas (de cada disolución estándar menos la de fondo) se grafican contra las concentraciones de las disoluciones estándar, a fin de obtener la gráfica de calibración de trabajo.

En caso de obtenerse una gráfica no lineal, como ocurre con frecuencia, puede usarse entonces algún equipo electrónico o programas de computadora para compensar la curvatura y producir una salida que sea una función lineal de la concentración.

La curva de calibración debe ser revisada periódicamente, haciendo uso de disoluciones de concentración conocida, para detectar cualquier cambio en la respuesta del instrumento.³⁴

CAPÍTULO 6

PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 El muestreo

Para desarrollar el protocolo de muestreo del cuerpo de agua se seleccionaron 14 puntos estratégicos: 9 a lo largo del río Santa Catarina, 3 en la Presa el Cuchillo, 1 en el río Ramos y 1 en el río Pilón. Las muestras compuestas se obtuvieron de acuerdo con el procedimiento que se marca en la Norma NMX-AA-3-1980, durante 3 meses consecutivos (marzo, abril y mayo).³⁷ Estos puntos se localizan en varios municipios del Estado de Nuevo León: Monterrey, Guadalupe, China, B. Juárez, Allende y Montemorelos. Simultáneamente a las actividades de muestreo, se midieron otras variables de campo, como la conductividad y el pH.

Las muestras se recolectaron y transportaron de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-3-1981, en recipientes de polietileno, para el análisis de urobilinas y en bolsas estériles para el análisis bacteriológico; se conservaron en hielo y luego en el laboratorio se almacenaron a 4 °C, efectuándose el análisis prontamente .

La ubicación de los puntos seleccionados para el muestreo es la siguiente :

- a) Río Santa Catarina, bajo el Puente Gonzalitos.
- b) Río Santa Catarina, bajo el Puente del Papa.
- c) Río Santa Catarina; Ciudad Guadalupe, bajo el puente Las Americas
- d) Río Santa Catarina; Ciudad Guadalupe, frente al ejido Las Escobas.
- e) Río Santa Catarina; Ciudad Guadalupe, frente al ejido Calderón

- f) Río Santa Catarina; Ciudad Benito Juárez, N L., aguas abajo del poblado.
- g) Río Santa Catarina; Cadereyta Jiménez, N.L, bajo el puente Cadereyta.
- h) Río Santa Catarina; Cadereyta Jiménez, N.L., frente a la antigua zona de tolerancia.
- i) Río Santa Catarina; Cadereyta Jiménez, N.L , junto a la refinería de PEMEX
- j) Presa "El Cuchillo": China, N.L., en tres puntos seleccionados.
- k) Río Ramos: Allende, N.L., aguas abajo del poblado.
- l) Río Pilón: Montemorelos, N.L., aguas abajo del poblado.

(Ver Apéndice 2)

6.2 Sección experimental

6.2.1 Reactivos utilizados.

- Estándares de hidrocloreuro de urobilina, marca Porphyrin Products, lote # 051001.
- $Zn(OAc)_2$ anhidro, Marca Alfa Aesar, lote #HO7K40
- Dimetilsulfóxido, grado reactivo, marca Reasearch Organic, lote # N 22262.
- Acido ascórbico, marca CTR, lote # 341D15446117.
- I_2 marca JT Baker, lote #99653
- KI cristales , Marca JT Baker, lote# NO3C61.

6.2.2 Equipo y material

- Espectrofotómetro UV/VIS Marca Perkin Elmer , Modelo Lambda 2 S.
- Vórtex Marca Thermolyne, Modelo M 63215.
- Centrifuga
- Estufa para temperatura hasta 200 C, Marca Precision, Modelo 18 EG.
- Medidor de pH marca Corning, Modelo 430
- Conductímetro Marca Conductronic
- Balanza analítica marca AND modelo HR-2000 , con sensibilidad de 0.0001 g
- Pipetas serológicas, marca IVA, capacidad de 0.1, 1,2, 5 ml
- Tubos de ensayo de 13mmx100mm, 18x150mm, con tapón de algodón.
- Vasos de precipitado de 50 y 100 ml, marca Pirex.
- Acrodiscos GHP 25 mm marca Waters,0.45 μ m.
- Bolsas estériles
- Asas de inoculación

6.3 Parámetros fisicoquímicos

6.3.1 El pH.

El pH es una importante variable en el control de la calidad del agua pues tiene influencia directa sobre muchos procesos biológicos y químicos que se desarrollan en ella. Se define como el potencial de hidrógeno (pH) y es el negativo del logaritmo común de la concentración de iones hidrógeno.

El pH es una medida del balance ácido de una disolución y se considera como neutra a aquella que exhibe un valor de 7, de una escala de valores que va desde 1 (muy ácido) a 14 (muy básico); aunque, contrario a lo que muchos creen, sí existen valores de pH negativos y hasta mayores que 14 . En el agua natural el pH se halla entre 6 y 8.5, aunque pueden ocurrir valores menores pueden ocurrir en agua con alto contenido de materia

orgánica, o en agua que se hallen en contacto con depósitos minerales, principalmente sulfuros, mientras que los valores mayores de pH se observan en agua eutrófica.

Esta medición se llevó a cabo de acuerdo con la NMX- AA- 008- SCFI - 2000.³⁸

6.3.2 Conductividad

La conductividad, o conductancia específica, es una medida de la habilidad del agua para conducir la electricidad. La conductancia es muy sensible a las variaciones en el contenido o la concentración y la variedad de sólidos disueltos. En forma general, depende de los siguientes factores:

- ◆ El grado de disociación de las sales minerales en iones.
- ◆ La carga eléctrica de los iones presentes.
- ◆ La movilidad iónica y la temperatura.
- ◆ La concentración.

La conductividad se expresa en microsiemens por centímetro (μScm^{-1})

El agua dulce muestra comúnmente valores de conductividad en el intervalo de 10 a 1 000 μScm^{-1} . La medición de la conductividad de las muestras de este trabajo se llevó a cabo de acuerdo con la NMX-AA- 093- SCFI- 2000³⁹

6.4 Determinación de coliformes fecales y coliformes totales(Metodo bacteriológico)

Para evaluar la presencia y contenido de coliformes fecales y coliformes totales, se utilizó la técnica del Número Mas Probable (NMP), la cual consiste en hacer sembrados en medios de cultivo selectivos y diferenciales a fin de observar sus características de fermentación y la producción de gas y ácido, a partir de un carbohidrato (lactosa) que sirve de nutriente o

anterior de acuerdo con las Normas NMX-AA-42-1987 y NOM-112-SSA₁-1994 respectivamente.^{40,41}

6.5 Determinación de urobilinas por espectrofotometría UV/VIS.

Para determinar la concentración de las urobilinas se utilizó un método espectrofotométrico UV/VIS. A continuación se describen las etapas del procedimiento experimental seguido en este trabajo.

6.5.1 Obtención de la longitud de onda de máxima absorción

Se prepararon dos disoluciones estándar de urobilina, de una concentración igual a 3 $\mu\text{g/mL}$. Una de ellas se diluyó en agua y la otra en Dimetilsulfóxido / Zn. Las disoluciones anteriores se sometieron a barrido en un espectrofotómetro, a fin de determinar la longitud de onda de máxima absorción.

6.5.2 Parámetros estadísticos del método analítico

6.5.2.1 La linealidad .

La Linealidad del método se determinó construyendo una curva de calibración, utilizando ocho diluciones preparadas a partir de la misma disolución patrón, por triplicado para cada dilución. El intervalo de valores de concentración de medidas incluyó a la concentración seleccionada como el 100%, es decir, el intervalo y valores de concentración estudiado fue: 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0, 2.0, 3.0 y 4.0 $\mu\text{g/mL}$.

6.5.2.2 Precisión

La Precisión del método se determinó mediante el análisis por sextuplicado de una misma disolución estándar, correspondiente al 100% establecido en la linealidad del sistema. Esto corresponde al análisis por sextuplicado de la disolución con concentración de urobilina igual a 3 $\mu\text{g/mL}$.

6.5.3 Determinación de urobilinas por formación de un quelato con zinc.

6.5.3.1 Fundamento del método. Reacción de Schlesinger.

Las urobilinas se extraen de las muestras de agua mediante una disolución de dimetilsulfóxido que contiene iones de zinc, a fin de formar un complejo fluorescente de color verde. Después de la oxidación del complejo formado mediante una disolución de yodo, la concentración del analito se determina por un método espectrofotométrico UV-VIS, a una longitud de onda predeterminada.¹³

6.5.3.2 Preparación de las muestras

El procedimiento de preparación de las muestras es muy simple; fueron filtradas a través de acrodiscos de 0.25 μm de diámetro^{6 y 42}

6.5.3.3 Determinación de la urobilina en las muestras.

Para determinar el contenido de urobilina en las muestras de agua se procedió de la siguiente manera: 1.0 mL de muestra de agua se mezcló con 1.0 mL del reactivo Dimetilsulfóxido/Zn de concentración igual a 54 mmol/L; posteriormente se agregaron 0.2 mL de disolución de I_2/I^- de 25 mmol/L a fin de oxidar el urobilinógeno.

Después de agitar vigorosamente en un vortex por un minuto, el residuo de yodo se redujo con la adición de 0.1 mL de una disolución de ácido ascórbico 82 mmol/L. En seguida, se centrifugó la mezcla por 3 minutos, a 5000x g y el sedimento se extrajo mediante 1.0 mL de la disolución de Dimetilsulfóxido /Zn. Los extractos se reunieron y se colocaron en una celda de cuarzo de 1X1 cm y se llevaron al espectrofotómetro para efectuar las lecturas a la longitud de onda de trabajo optimizada (510nm). Se utilizó un blanco de la disolución de Dimetilsulfóxido / Zn para calibrar el equipo.¹³

CAPÍTULO 7

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Parámetros fisicoquímicos.

Los resultados de las tablas 7.1, 7.2, 7.3, 7.4, 7.5 y 7.6 reportan los resultados obtenidos de las mediciones de los parámetros fisicoquímicos. A partir de ellos pueden hacerse importantes observaciones y comparaciones acerca de la calidad del agua de los diversos ríos estudiados y la presa El Cuchillo, sobre la base de las diferentes zonas de ubicación de cada uno de ellos.

El punto 3A, que corresponde a la zona del ejido Las Escobas presenta los valores más altos de pH de 7.90, 8.02 y 8.10, indicando que en esta zona persiste la contaminación que en años anteriores fue afectada por la presencia de un basurero.

TABLA 7.1 Valores de pH obtenidos en el primer muestreo.

PUNTO	PRIMER MUESTREO 30 de marzo 2003	TEMPERATURA (°C)	HORA
1	6.91	21	8:30 am
2	7.60	21	8:50 am
2A	7.98	23	9:30 am
3	7.44	21	10:00 am
3A	8.02	23	10:30 am
4	7.56	21	11:00 am
5	7.56	25	11:30 am
6	7.48	25	12:15 hrs
7	7.36	21	13:00 hrs
8A	7.6	23	14:00 hrs
8B	7.3	22	14:15 hrs
8C	7.27	22	15:00 hrs
9	7.21	23	17:15 hrs
10	7.19	21	18:00 hrs

TABLA 7.2 Valores de pH obtenidos en el segundo muestreo.

PUNTO	SEGUNDO MUESTREO	TEMPERATURA (°C)	HORA
	27 de abril 2003		
1	7.2	21	8:35 am
2	7.31	23	9:00 am
2A	8.5	23	9:40 am
3	7.23	21	10:15 am
3A	8.10	23	10:45 am
4	7.82	23	11:20 am
5	8.04	24	12:00 hrs
6	7.89	25	12:45 hrs
7	7.22	21	13:20 hrs
8A	7.81	23	14:30 hrs
8B	7.20	21	14:40 hrs
8C	7.35	21	15:05 hrs
9	7.11	23	16:45 hrs
10	7.9	21	17:30 rs

TABLA 7.3 Valores de pH obtenidos en el tercer muestreo.

PUNTO	TERCER MUESTREO	TEMPERATURA (°C)	HORA
	31 de mayo 2003		
1	6.55	21	8:30 am
2	7.35	21	8:50 am
2A	8.25	23	9:30 am
3	7.11	21	10:00 am
3A	7.90	23	10:35 am
4	8.20	25	11:10 am
5	7.22	25	11:45 am
6	7.55	25	12:35 hrs
7	7.45	21	13:30 hrs
8A	7.90	21	14:30 hrs
8B	7.37	20	14:45 hrs
8C	7.7	22	15:25 hrs
9	7.0	23	16:15 hrs
10	7.21	24	17:00 hrs

Los valores más altos de conductividad se ubican entre 800 y 900 microsiemens cm^{-1} , se encuentran en el largo tramo comprendido desde el puente Las Américas (punto 2A) hasta la refinera de PEMEX (punto 7), indicando un importante contenido de sales disueltas; sin embargo, se encuentran dentro de los valores aceptables para este tipo de cuerpos de agua y, además, es de mucho tiempo atrás conocido que durante años se han vertido drenajes sanitarios y residuos sólidos al lecho del río.

En general, todos los puntos muestreados se encuentran dentro del intervalo que marca la NOM-127-SSA₁-1994 en lo que respecta a los parámetros fisicoquímicos de pH y conductancia, es decir, la concentración de iones hidrógeno y el contenido de sólidos disueltos son adecuados para uso del agua en consumo humano, con una previa modificación menor. En el caso de las muestras que corresponden a la presa El Cuchillo y al río Ramos, se observa que el contenido de sales es menor, pues los valores de conductividad caen en el intervalo de 300 a 500 microsiemens.

TABLA 7.4 Valores de conductividad en $\mu\text{s cm}$ obtenidos en el primer muestreo

PUNTO	PRIMER MUESTREO 30 de marzo 2003	TEMPERATURA (°C)	HORA
1	759	21	8:30 am
2	689	21	8:50 am
2A	855	23	9:30 am
3	900	21	10:00 am
3A	813	23	10:30 am
4	881	21	11:00 am
5	840	25	11:30 am
6	811	25	12:15 hrs
7	846	21	13:00 hrs
8A	496	23	14:00 hr
8B	472	22	14:15 hra
8C	495	22	15:00 hrs
9	397	23	17:15 hrs
10	544	21	18:00 hrs

TABLA 7.5 Valores de conductividad en $\mu\text{s/cm}$ obtenidos en el segundo muestreo.

PUNTO	SEGUNDO MUESTREO 27 de abril 2003	TEMPERATURA (°C)	HORA
1	857	21	8 35 am
2	622	23	9 0 am
2A	823	23	9:40 am
3	89	21	10 15 am
3A	867	23	10 45 am
4	823	23	11 20 am
5	876	24	12 0 hrs
6	845	25	12 45 hrs
7	834	21	13 2 hrs
8A	500	23	14 30 hrs
8B	455	21	14 40 hrs
8C	523	21	15 05 hrs
9	333	23	16 45 hrs
10	567	21	17 30 hrs

TABLA 7.6 Valores de conductividad en $\mu\text{s/cm}$ obtenidos en el tercer muestreo.

PUNTO	TERCER MUESTREO 31 de mayo 2003	TEMPERATURA (°C)	HORA
1	722	21	8 30 am
2	610	21	8 50 am
2A	876	23	9 30 am
3	921	21	10 00 am
3A	822	23	10 35 am
4	897	25	11 10 am
5	789	25	11 45 am
6	833	25	12 35 hrs
7	867	21	13 30 hrs
8A	512	21	14 30 hrs
8B	423	2	14 45 hrs
8C	521	22	15 25 h s
9	345	23	16 15 hrs
10	532	24	17 00 hrs

7.2 Resultados del método bacteriológico

Los resultados de los análisis bacteriológicos efectuados muestran la presencia de contaminación fecal en todos los puntos de muestreo, lo cual puede explicarse como una consecuencia de la presencia de animales de corral cerca de prácticamente todos los lugares estudiados, así como de la existencia de restos de excremento y una gran afluencia de personas que realizan actividades recreativas.

La tabla 7.7 muestra que la contaminación fecal es evidente en los puntos correspondientes a la zona del puente San Luisito, el puente las Américas y el ejido las Escobas (muestras con claves 2, 2A y 3A respectivamente), resultando muy alta (3 450 000 NMP/100 ml) en el punto localizado aguas abajo de Ciudad Benito Juárez, N. L. (muestra con clave 4). En estos puntos es común la presencia de animales domésticos y de carga, así como de personas acampando. Es muy probable que los contaminantes presentes en la zona del municipio de Benito Juárez hayan sido arrastrados desde puntos anteriores a este último y que el drenaje sanitario generado en el poblado se descargue al menos en forma parcial sobre el lecho del río, o sobre algún tributario menor, incrementando de esta manera el grado de contaminación del lugar. De todas maneras, es normal que en la cercanía de un poblado la contaminación fecal sea marcadamente elevada.

En las muestras tomadas de la Presa El Cuchillo, el río Ramos y el río P on la presencia de bacterias fecales disminuye, en un rango de 3300 y hasta 46 NMP/100 ml, lo que demuestra posiblemente el poder de autopurificación que presentan estos cuerpos de agua, pese al deterioro ambiental que han sufrido con el tiempo, o probablemente algo peor, como la emigración de las bacterias coliformes hacia el material suspendido, o hacia los sedimentos del fondo somero, creando la falsa expectativa de un grado de contaminación real menor al observado.

TABLA 7.7 Coliformes totales NMP/100 ml

PUNTO	PRIMER MUESTREO Marzo	SEGUNDO MUESTREO Abril	TERCER MUESTREO Mayo
1	1100	900	1500
2	16000	12100	1300
2A	7500	8600	8900
3	16000	1500	1400
3A	18000	15000	1700
4	160 000	90000	3 450 000
5	1100	2800	4300
6	3500	467	8900
7	2200	3000	4500
8A	500	230	46
8B	460	500	120
8C	170	300	100
9	3300	1200	2000
10	2400	1000	453

TABLA 7.8 Coliformes Fecales NMP/100 ml

PUNTO	PRIMER MUESTREO Marzo	SEGUNDO MUESTREO Abril	TERCER MUESTREO Mayo
1	20	100	80
2	2000	1200	800
2A	800	1200	500
3	4000	1200	1000
3A	1400	2000	800
4	4000	2000	3600
5	1000	1200	2000
6	2000	3400	2600
7	900	1000	1300
8A	200	150	40
8B	200	300	100
8C	50	20	4
9	900	600	120
10	300	180	60

Aunque los resultados obtenidos en la determinación bacteriológica para Coliformes Fecales, para el caso de los ríos Ramos y Pílon son bajos con respecto a los de otros puntos que se manejaron en este trabajo (por ejemplo 600 NMP/100 mL para la muestra 9 correspondiente al mes de abril para el río Ramos y 60 NMP/100 ml para la muestra 10 del río Pílon, mes de mayo), éstos rebasan el límite permisible establecido en la NOM-003-ECOL-97 que se refiere específicamente a los parámetros para agua que se rehúsen en servicio al público (240 NMP/100 mL de Coliformes Fecales para Servicio al Público con Contacto Directo). Es importante mencionar lo anterior, debido a que las personas que acuden al lugar con fines recreativos, y que generalmente son las mismas que contaminan, están expuestas al alto grado de contaminación que muestran estos cuerpos de agua.

7.3 Resultados obtenidos, Método Espectrofotométrico

Para aplicar el método analítico, basado en la medición de urobilinas, fue necesario realizar primero la caracterización de muestras de agua de río y de orina, sin adicionar ningún tipo de reactivo; este procedimiento se practica a fin de efectuar la detección de especies químicas interferentes que pudiesen estar presentes en la matriz de la muestra. Lo anterior sirve para que el método pueda proporcionar resultados fidedignos, ya que de esta manera se evita el incremento en los resultados de la absorbencia registrada. Existen casos de matrices complejas en que ese incremento en la absorbencia puede llevar al método a ser inapropiado o a ser precedido por prolongados tratamientos de eliminación de interferentes, desde las muestras.

En las figuras 7.1 y 7.2 (ver Apéndice 1) se observa que es mínima la absorción que presentan, respectivamente, la muestra de orina y la de agua de río.

La presencia del ion Zn^{+2} incrementa notablemente la absorción al formar un aducto fluorescente con las urobilinas. Lo anterior se comprobó con dos barridos de prueba, que se realizaron utilizando los estándares de urobilinas con la adición de la sal de Zn^{+2} y sin ella. Los resultados se muestran gráficamente mediante las figuras 7.3 y 7.4 (ver Apendice 1).

De acuerdo con el método espectrofotométrico para la determinación de urobilinas, utilizado en esta investigación, se detectó la presencia de dichos metabolitos en todos los puntos de muestreo. Lo anterior indica que existe la presencia de residuos urinarios y fecales de mamíferos a lo largo del tramo en que se realizó el muestreo. Los resultados de las tres campañas de muestreo y análisis se reportan en la Tabla 7.9.

TABLA 7.9 Concentración de urobilina en $\mu\text{g/ml}$

PUNTO	PRIMER MUESTREO Marzo	SEGUNDO MUESTREO Abril	TERCER MUESTREO Mayo
1	0.5240	0.5247	0.7419
2	0.3139	1.5264	0.3188
2A	0.7489	1.6447	1.645
3	0.4189	0.1290	0.1801
3A	0.4477	0.4484	0.4449
4	0.2221	0.3090	0.3097
5	0.1675	0.1661	0.2466
6	0.5170	0.1605	0.7963
7	0.2866	0.1402	0.3104
8A	0.7517	0.3804	0.6816
8B	0.4561	0.2200	0.2516
8C	0.3209	0.1920	0.1170
9	0.4701	0.5465	0.2018
10	0.4785	0.2565	0.5373

En la tabla 7.9 se muestra que los puntos en los que se detectó la presencia de urobilinas en mayor concentración corresponden a las zonas del puente San Luisito (1.5264 $\mu\text{g}/\text{mL}$ muestra 2, mes de abril), el puente Las Américas (1.6447 $\mu\text{g}/\text{mL}$, muestra 2A, mes de Abril), la antigua zona de tolerancia en Cadereyta (muestra 6 mes de Mayo 0.7963 $\mu\text{g}/\text{mL}$) y en un punto de la presa El Cuchillo (0.7517 $\mu\text{g}/\text{mL}$).

Cabe destacar la presencia de canchas deportivas y un mercado rodante en la zona del Puente San Luisito, sin que existan instalaciones sanitarias para dar servicio a las personas que acuden a estos lugares. Las pocas que existen son para proporcionar un servicio deficiente a los que trabajan en el lugar.

En el puente Las Américas se notó un fuerte incremento en la concentración de urobilinas (muestra con clave 2A, de 0.7489 $\mu\text{g}/\text{mL}$ del mes de marzo hasta 1.6447 en el mes de abril) seguramente debido a la descarga sanitaria disfrazada de colector fluvial o de escurrimiento urbano, localizada unos metros aguas arriba de esta zona, a la altura del Hospital de Ginecología y Obstetricia.

Otro punto importante donde es evidente el incremento en la concentración de las urobilinas (muestra con clave 6, 0.7963 $\mu\text{g}/\text{mL}$ mes de Mayo) es frente a la antigua zona de tolerancia en Cadereyta N.L. donde se localizan asentamientos humanos a los márgenes del río, además de corrales, gallineros y un mercado rodante.

En el caso de la presa El Cuchillo (punto centro), se observaron personas practicando el deporte de la pesca, por lo que no se descarta que el valor obtenido resulte alto (0.7517 $\mu\text{g}/\text{mL}$) por las actividades humanas en esta zona.

En las figuras 7.5 y 7.6 se observa que no fue posible encontrar una posible relación directa entre los valores de Coliformes Totales (NMP/100 mL) y las concentraciones de urobilinas ($\mu\text{g mL}$) tomando todos los resultados de las tres campañas de muestreo y análisis.

Este procedimiento arrojó una distribución de puntos muy dispersos sin una clara indicación de que sea posible correlacionar los dos tipos de mediciones.

Figura 7.5. Relación de coliformes totales (NMP/100mL) frente la concentración de urobilinas en cada punto de muestreo durante los meses de marzo, abril y mayo del 2003.

de
3.

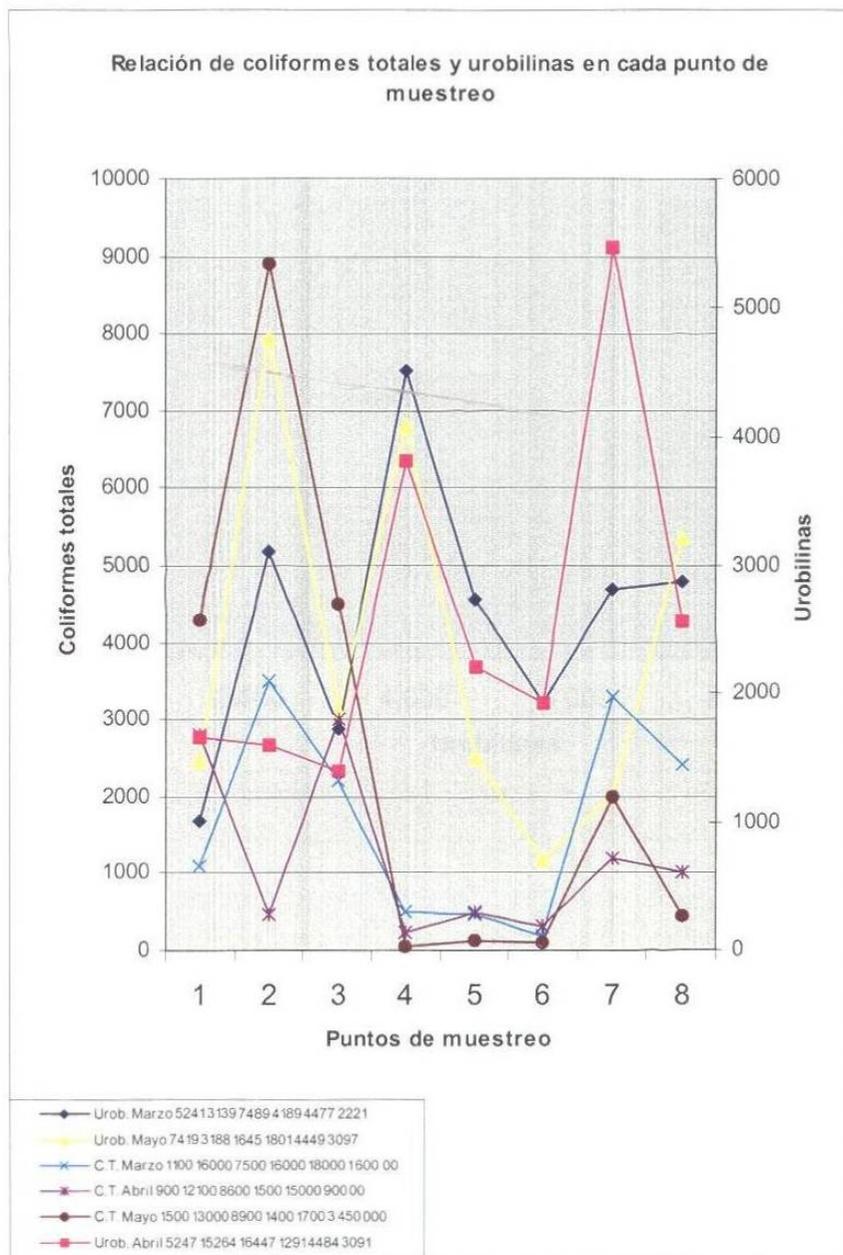
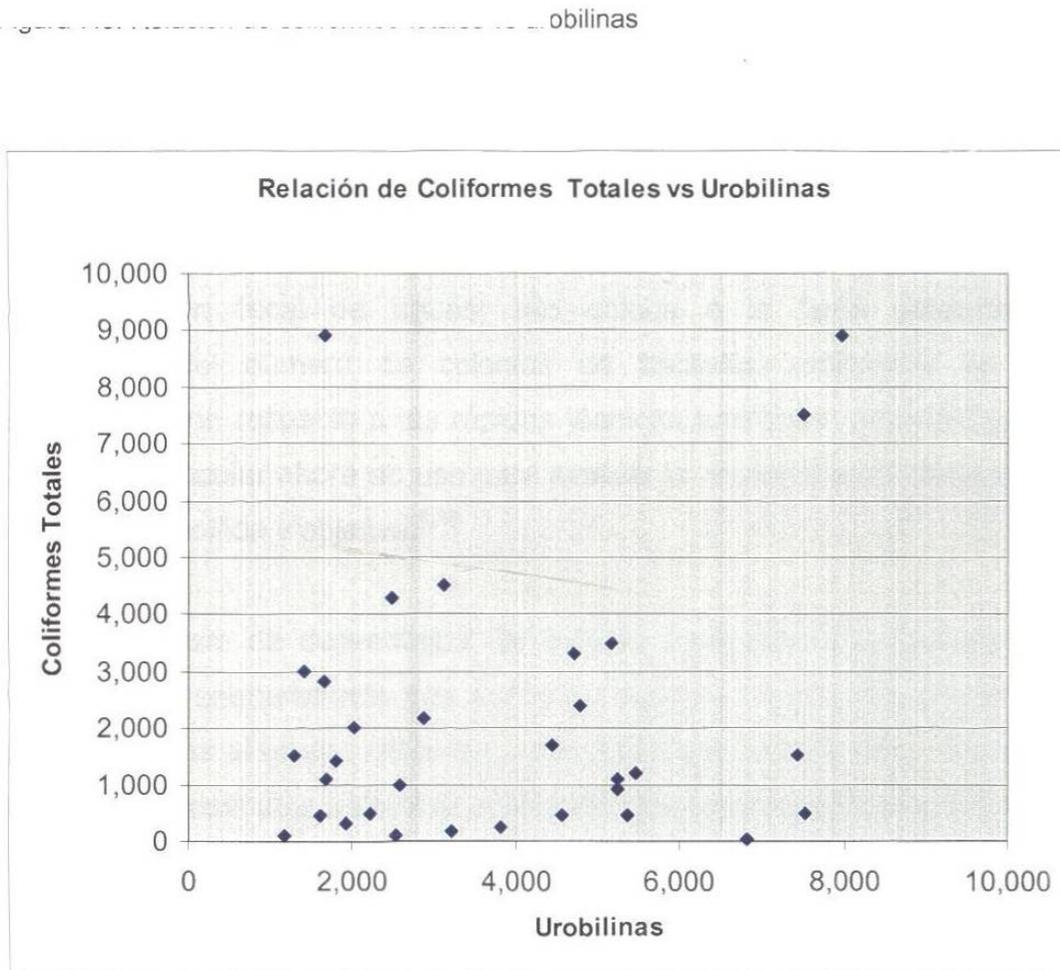


Figura 7.6. Relación de coliformes totales vs urobilinas



En el apéndice 8 se localizan figuras donde se muestra la relación de las Coliformes Totales y las urobilinas por punto individual de muestreo, en los tres meses diferentes.

CAPITULO 8

CONCLUSIONES

Actualmente es necesario desarrollar metodologías analíticas que permitan obtener resultados rápidos y confiables para la determinación del grado de contaminación fecal de aguas; ello coloca a la lenta determinación tradicional del número de colonias de bacterias coliformes en seria desventaja con respecto a las rápidas técnicas analíticas, enzimáticas y de biología molecular ahora en uso para evaluar la contaminación fecal de una manera específica y objetiva.^{6,16}

Existe una lista de desventajas del método tradicional y la primera es la dificultad de sobrevivencia que enfrentan algunos de los microorganismos pertenecientes al grupo coliforme, sobre todo bajo condiciones ambientales adversas, lo cual deja abierta la posibilidad de que los resultados del conteo de sus colonias resulte bajo y que no obstante se hallen presentes otros organismos más resistentes y de naturaleza más peligrosa.

La obtención de resultados mediante la cuenta del NMP demora entre 24 y 48 horas; el procedimiento experimental requiere de una gran cantidad de material y equipo, así como de la preparación y esterilización de medios de cultivo. La técnica se basa en preparar diluciones seriadas que requieren de mucha manipulación, lo cual puede aumentar la posibilidad de error; además el cálculo final para la obtención de valores se consulta en tablas que han sido elaboradas bajo diferentes condiciones, las que muy difícilmente pueden igualarse o ajustarse en cada determinación real. Por otro lado, es necesario contar con personal capacitado en el manejo de residuos biológicos, ya que el desconocimiento del riesgo que representa el manejo

de los microorganismos puede contribuir al daño de la salud y de los ecosistemas.

La adsorción sobre la fase sólida (sedimentos del río, superficie de las rocas o plantas acuáticas) y los efectos de la luz o salinidad, pueden llevar a valores de NMP más bajos que los esperados para el grado de contaminación real de un cuerpo de agua, o dar la falsa impresión de un alto poder de recuperación natural de una corriente

Por último, cabe mencionar que los microorganismos pueden formar grupos o agregados de células las cuales, al momento de efectuar la cuenta de los microorganismos, éstos se encuentren unidos y el conteo denote resultados menores.

El método espectrofotométrico, contrario al método tradicional, presenta la ventaja de utilizar técnicas instrumentales rápidas y confiables, además de que con ellas la obtención de resultados se ve acelerada porque en la actualidad los equipos vienen acompañados de software que proporcionan y procesan una gran cantidad de información, como por ejemplo: la tabulación de datos, las condiciones en las que se llevó a cabo la determinación, las gráficas y cálculos estadísticos, entre otros: todo ello aumenta la confiabilidad de los resultados.

El método espectrofotométrico para cuantificar la contaminación fecal de aguas no depende de factores tales como las altas concentraciones de sólidos suspendidos o de sales disueltas, como en el caso de zonas costeras o durante el mezclado de ríos de características muy diversas de concentración. A lo anterior puede añadirse que el equipo está continuamente en posibilidad de ser actualizado y calibrado.

Por lo anterior, se puede concluir que aunque no se encontró hasta aquí una correlación matemática entre la concentración de urobilinas y los valores de bacterias del grupo coliforme, pues una se basa en medir la concentración de un compuesto químico estable, mientras la otra depende del comportamiento de organismos vivos susceptibles a cambios en el medio ambiente, la técnica analítica cuantitativa deberá ser adoptada como una que permitirá evaluar la verdadera magnitud de la contaminación fecal de agua de una manera prácticamente independiente de aquellos factores que afectan grandemente al método tradicional.

Los resultados obtenidos dejan abierta la posibilidad de intentar complementar este estudio, o proseguirlo, mediante algún otro método analítico; se sugiere utilizar la técnica de Cromatografía de Líquidos de Alta Resolución (HPLC), mediante la cual se podrían detectar cantidades del orden de nanogramos, pudiéndose incluir otros tipos de muestras con diferentes características de matriz, como por ejemplo agua con lodos de plantas de tratamiento, sedimentos de ríos o de presas y hasta aguas subterráneas someras cercanas a sitios de infiltración.

Por otro lado los alcances de este trabajo no permitieron lograr la diferenciación de la procedencia de las bacterias coliformes ni de las urobilinas, es decir, si su procedencia fue animal o humana.

CAPITULO 9

RECOMENDACIONES

Los cuerpos de agua del área metropolitana de Monterrey se encuentran dentro de los parajes más valiosos y representativos de la región norte de la Republica Mexicana; sin embargo, la falta de cultura para el cuidado de los mismos resulta ser cada vez más alarmante.

A continuación se presentan algunas recomendaciones para fomentar el saneamiento de los cuerpos de agua estudiados y aún de aquellos no incluidos:

1. Realizar un estudio amplio para obtener el panorama general del estado que guardan los ríos, arroyos, presas y principales acuíferos subterráneos de Nuevo León. Ese estudio deberá incluir la determinación de los parámetros hidrológicos, químicos, físicos y bacteriológicos de calidad del agua, junto con la información sobre usos y las poblaciones de posible efecto adverso a esas aguas.
2. Organizar campañas de limpieza iniciando por las corrientes de la cuenca del Río San Juan, con especial énfasis en los tramos cercanos y aguas abajo de las poblaciones. En esta labor deberán involucrarse las instituciones educativas y dependencias de gobierno pertinentes.
3. Para la protección de los cuerpos de agua, que sirven como fuentes de abastecimiento a las poblaciones, se recomienda restringir y controlar estrictamente su uso con fines recreativos, los cuales a menudo se pervierten en usos nocivos como lavado de automóviles y hacerlos sus depósitos de basura orgánica e inorganica.

4. Proponer la revisión de la legislación estatal y acompañarla por programas educativos, de orientación y de penalización efectivos.

En lo que se refiere a los aspectos técnicos y científicos, este trabajo permite también hacer recomendaciones para continuar y finalmente lograr establecer, a nivel mundial, un método analítico para cuantificar el verdadero grado de contaminación de origen fecal de los cuerpos de agua. Al respecto las principales recomendaciones son:

1. Se recomienda proseguir en la búsqueda, prueba y afinación de una técnica analítica para cuantificar el grado de contaminación fecal del agua. La utilizada en este trabajo podría ser tomada como una primera referencia, pero otra posibilidad para seguir es probar la técnica de Cromatografía de Líquidos de Alta Resolución (HPLC), mediante la cual se podrían detectar concentraciones más bajas de los indicadores químicos de la contaminación fecal (del orden de nanogramos por litro) y con ello buscar una efectiva correlación entre resultados emanados desde dos técnicas eminentemente cuantitativas.
2. El uso ya por muchos años de la técnica semicuantitativa, NMP de colonias de bacterias coliformes, innegablemente ha probado su utilidad como un parámetro indicativo. Por ello, se recomienda que la técnica analítica usada en este trabajo, y todas aquellas que se prueben en el futuro, sean elaboradas como técnicas que produzcan un parámetro confiable que con facilidad pueda ser interpretado como la medida o grado de la presencia de material fecal en las aguas analizadas. Ello podrá a su vez interpretarse como una medida de la presencia de microorganismos patógenos.