



2017

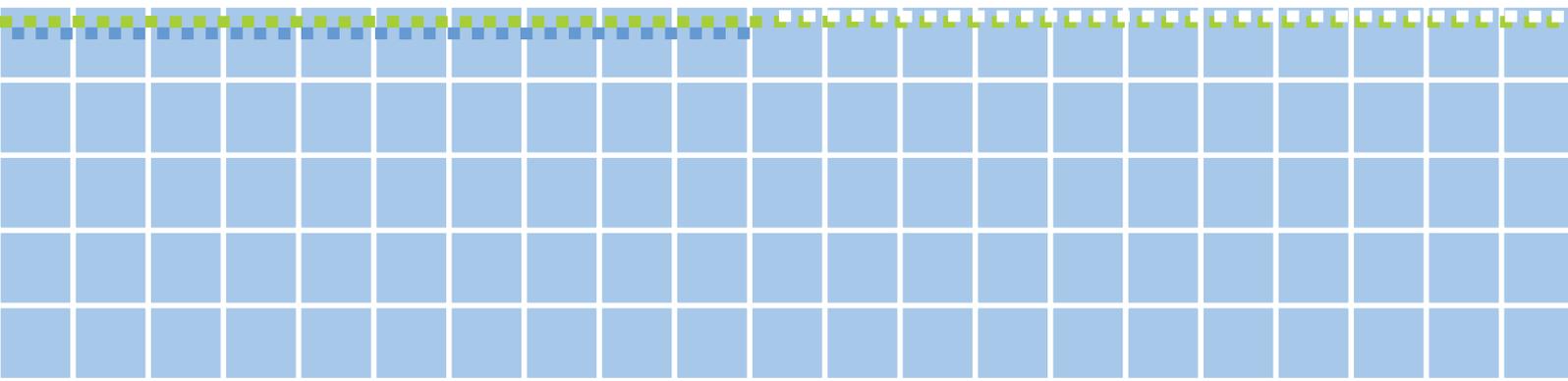
**MÓDULO 2 - VARIABLES DE
LA CALIDAD DEL AGUA Y OBJETIVOS
DEL DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD
DEL AGUA**

MATERIAL DE SUPORTE DE CURSOS:

- **RECOLECCIÓN Y PRESERVACIÓN DE MUESTRAS DE AGUA Y SEDIMENTO**
- **MONITOREO Y DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS**

Cursos e Treinamentos

Gestão do Conhecimento





GOBIERNO DEL ESTADO DE SÃO PAULO
Governador *Geraldo Alckmin*

SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE
Secretario *Ricardo Salles*



CETESB • COMPAÑÍA AMBIENTAL DEL ESTADO
DE SÃO PAULO
Director Presidente *Carlos Roberto dos Santos*

Dirección de Gestión Corporativa,
en ejercicio *Carlos Roberto dos Santos*

Dirección de Control y
Licenciamiento Ambiental *Geraldo do Amaral*

Dirección de Evaluación de
Impacto Ambiental *Ana Cristina Pasini da Costa*

Dirección de Ingeniería y
Calidad Ambiental *Eduardo Luis Serpa*

CETESB • COMPAÑÍA AMBIENTAL DEL ESTADO DE SÃO PAULO

MISIÓN

Promover y supervisar la ejecución de políticas públicas ambientales y de desarrollo sostenible, asegurando la mejora continua de la calidad del medio ambiente con el fin de responder a las expectativas de la sociedad en el estado de São Paulo.

VISIÓN

Mejorar los estándares de excelencia de la gestión ambiental y los servicios brindados a los usuarios y a la población en general, asegurando la superación de la actuación de la CETESB como centro de referencia nacional e internacional, en el campo ambiental y en la protección de la salud pública

VALORES

Los valores, principios y normas que guían la actuación de la CETESB están establecidos en su Código de Ética y Conducta Profesional.



MÓDULO 2 - VARIÁVEIS DE LA CALIDAD DEL AGUA Y OBJETIVOS DEL DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA

MATERIAL DE SUORTE DE CURSOS:

- **RECOLECCIÓN Y PRESERVACIÓN
DE MUESTRAS DE AGUA Y SEDIMENTO**
- **MONITOREO Y DIAGNÓSTICO DE
LA CALIDAD DE LAS AGUAS**

Coordinación técnica

Geog. Dra. Carmen Lucia Vergueiro Midaglia
Biol. Dr. Claudio Roberto Palombo

Docentes

Ing. San. MSc. Gabriela Sá Leitão de Mello

São Paulo, Abril de 2017

CETESB

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

Av. Profº. Frederico Hermann Júnior, 345 - Alto de Pinheiros -
CEP: 05459-900 - São Paulo - SP

<http://www.cetesb.sp.gov.br/> / Correo electrónico: cursos@cetesbnet.sp.gov.br
<https://www.facebook.com/escolasuperiordacetesb/>

INSTITUCIONES ORGANIZADORAS:

ANA - Agência Nacional de Águas

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

UNESCO – Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura

ABC/MRE – Agência Brasileira de Cooperação/Ministerio de Relaciones Exteriores

INSTITUCIONES COLABORADORAS:

OTCA - Organización del Tratado de Cooperación Amazónica

ONU Ambiente – Programa GEMS/Agua

Carlos Ibsen Vianna Lacava

Director del Departamento de Apoyo Operacional - ET

Tânia Mara Tavares Gasi

Directora de la División de Gestión del Conocimiento - ETG

Irene Rosa Sabiá

Sector de Cursos y Transferencia de Conocimiento ETGC

Coordinación Ejecutiva

Claudia Maria Zaratini Bairão y Carolina Regina Moraes

Equipo técnico del ETGC:

Rita de Cassia Guimarães y Yoshie Watanabe Takahashi.

Este documento ha sido maquetado por el ETGC - Sector de Cursos y Transferencia de Conocimiento
Edición gráfica: Rita de Cassia Guimarães - ETGC / Portada: Vera Severo / Impresión: Gráfica CETESB

© CETESB, 2017

Este material se destina al uso exclusivo de los participantes en los Cursos y Formaciones Prácticas Especializadas, y está expresamente prohibida su reproducción total o parcial, por cualquier medio, sin la autorización expresa de la Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

PRESENTACIÓN

El agua, uno de los bienes más importantes para la actividad biológica, buscada en todo el universo como algo imprescindible para la vida, desgraciadamente es tratada de forma inconsecuente por la mayoría de la humanidad.

Según la percepción humana, el agua es infinita e inagotable, razón por la cual se trata de forma incorrecta desde un punto de vista ecológico.

Con el fin de cambiar ese comportamiento, se necesita entender perfectamente la correlación entre la calidad y la cantidad del agua y sus múltiples usos para dejar a las próximas generaciones las posibilidades para su supervivencia a través de una comunión entre sus necesidades básicas y la preservación del medio ambiente.

La concepción de un curso de esta magnitud indica la necesidad de una progresión continua del conocimiento, que exige, con vistas a la plena comprensión de la naturaleza y la presencia humana, tratar temas que conduzcan gradualmente a comprender el ambiente acuático natural (cada vez más raro), incluidos los cambios progresivos que han tenido lugar, tanto externos como del metabolismo interno del ecosistema hídrico.

Por lo tanto, a partir de esos presupuestos iniciales, el curso se dirigirá al conocimiento de los diversos tipos de ambientes acuáticos y sus principales compartimentos, haciendo hincapié en las características intrínsecas inorgánicas y orgánicas, las correlaciones entre los cambios de origen autóctono y alóctono, considerando en un principio los ambientes naturales sin ninguna interferencia antropogénica.

De esa forma, progresivamente, el conocimiento adquirido en cada uno de los módulos del curso orientará hacia una comprensión cada vez más intensa de las acciones humanas en el equilibrio de los ecosistemas acuáticos.

Geog. Dra. Carmen Lucia Vergueiro Midaglia

Biol. Dr. Claudio Roberto Palombo

Coordinación Técnica

Carmen Lucia V. Midaglia **(cmidaglia@sp.gov.br)**

Cuenta con un grado en Geografía por la Facultad de Filosofía, Letras y Ciencias Humanas de la USP, Departamento de Geografía (1984), y otro grado en Traducción e Interpretación de Inglés por la Facultad Iberoamericana de Letras y Ciencias Humanas (1982). Realizó un posgrado en «Rural and Land Ecology Survey» en la Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation (ITC) de la Universidad de Twente, en Enschede (Holanda). Hizo un Máster en Geografía Humana por la Facultad de Filosofía, Letras y Ciencias Humanas de la USP, Departamento de Geografía (1994). Tiene experiencia en medio ambiente, con énfasis en el Monitoreo de la calidad de las aguas. En 2009 concluyó su doctorado en la FFLCH-Geografía, con la propuesta de un Índice de Alcance Espacial del Monitoreo de las Aguas Superficiales (IAEM), con énfasis en la gestión espacial de Recursos Hídricos y su relación con el crecimiento de la población, poniendo de manifiesto vulnerabilidades causadas por la presión antrópica. Es profesora y coordinadora de clases en el area de supervisión del agua en la Escola Superior da CETESB, en São Paulo.



Claudio Roberto Palombo **(cpalombo@sp.gov.br)**

Biólogo de la CETESB desde 1980. Graduado por el Instituto de Biociencias de la Universidad de São Paulo. Tiene una licenciatura en Ecología (1978), un máster (1989) y un doctorado (1997) por el Departamento de Ecología General del Instituto de Biociencias de la Universidad de São Paulo. Es experto en Limnología con énfasis en ambientes alterados. Es también profesor universitario y analista técnico de los Proyectos FEHIDRO relativos a los ecosistemas acuáticos. Ha desarrollado metodologías de control integrado de hierbas acuáticas dañinas.



Gabriela de Sá Leitão de Mello **(gabrielaleitao@hotmail.com)**

Ingeniera sanitaria del Centro Universitario del Instituto Mauá de Tecnología (2001) y Máster en Ingeniería Civil de la Escuela Politécnica de la Universidad de Sao Paulo (2005). Desde agosto de 2007 hasta septiembre de 2012, fue analista ambiental de la Compañía Ambiental del Estado de São Paulo (CETESB), donde trabajó en las áreas de calidad del agua y concesión de licencias e inspección. De 2002 a 2015, fue profesora de la Universidad del Centro Universitario del Instituto Mauá de Tecnología y de la Facultad de Ingeniería de la Fundación Santo André. En 2012 comenzó un doctorado en la Facultad de Salud Pública de la USP, aunque suspendió la matrícula al mudarse a otro país. En 2015, fue profesora en dos universidades del Perú: Pontificia Universidad del Perú y Universidad Científica del Sur. Actualmente trabaja en la consultora Golder Associates como especialista en calidad del agua.



ÍNDICE

VARIABLES DE LA CALIDAD DEL AGUA Y OBJETIVOS DEL DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA	11
- Ing. San. Gabriela Mello	

Introducción	13
---------------------------	-----------

Capítulo 1

Variables físicas de la calidad del agua	15
--	----

Capítulo 2

Variables químicas de la calidad del agua	24
---	----

Capítulo 3

Tipos de diagnóstico: atención a emergencias, actividades de fiscalización, análisis de tendencias, evaluación de impacto y análisis de cumplimiento de las normas legales	49
--	----

Referencias bibliográficas	59
----------------------------------	----

Lista de tablas

Tabla 1. Contenido de saturación de oxígeno disuelto en el agua dulce, al nivel del mar, a diferentes temperaturas (en mg/L) (Derísio, 1992)	24
Tabla 2. Concentraciones y cargas de DBO en diferentes tipos de efluentes (Braile y Cavalcanti, 1993)	28

Lista de figuras

Figura 1. Diferencia de tonalidad del color causada por fuentes naturales en el encuentro del río Negro con el río Amazonas (Foto: A. Camolez, 2011)	15
Figura 2. Procedimiento para determinación del color en el espectrofotómetro del Laboratorio de la CETESB. Foto: R. Rossetti (2017)	16
Figura 3. Distribución de las partículas en una muestra de agua	16
Figura 4. Perjuicio estético en el agua tratada (Disponible en: < http://avozdoportal.blogspot.com.br/2015/01/agua-barrenta-continua-sem-solucao.html >Consultado en agosto de 2016)	17
Figura 5. Fracciones de sólidos (Disponible en: < http://www.c2o.pro.br/analise_agua/a1833.html >Consultado en agosto de 2016)	19
Figura 6. Cono Imhoff utilizado en la determinación de la cantidad de sólidos sedimentables en el Laboratorio de Química Inorgánica de la CETESB. Foto: C.L. Midaglia, 2017	20
Figura 7. Disco de Secchi (Disponible en: < http://www.corporacionsystemar.com/produto/138-disco.-secchi > Consultado en agosto de 2016	21
Figura 8. Utilización del disco de Secchi (Disponible en: < http://www.ebah.com.br/content/ABAAABdHEAE/parametros-qualidade-agua >Consultado en agosto de 2016)	21
Figura 9. Concentraciones de oxígeno disuelto en relación con la biodiversidad (Disponible en: < http://www.quimlab.com.br/guiaoselementos/variaveis_quimicas.htm > Consultado en agosto de 2016 ...	26
Figura 10. Autodepuración en un cuerpo de agua (Disponible en: < http://slideplayer.com.br/slide/358980/ > Consultado en agosto de 2016	27
Figura 11. Reacción ocurrida en la determinación de la DQO (Disponible en: < http://slideplayer.com.br/slide/9162028/ > Consultado en agosto de 2016	28
Figura 12. Ejemplo de cuerpo de agua eutrofizado, con un crecimiento excesivo de algas (Acervo Banco Interáguas-CETESB	33
Figura 13. Incrustación en la red de agua (Disponible en: < http://inspecaoequipto.blogspot.com.br/2013/08/inscrustacao-em-caldeiras.html >Consultado en agosto de 2016)	34
Figura 14. Bioacumulación causada por el mercurio (Disponible en: < http://scienceblogs.com.br/rastrodecarbono/2013/01/rastro-de-mercurio/ > Consultado en agosto de 2016	37
Figura 15. Intrusión de la cuña salina (B) (Disponible en: < http://www.tnh1.com.br/noticias/noticias-detalle/meio-ambiente/250-mil-a-beira-do-colapso-crise-hidrica-avanca-degrada-reservas-e-cria-ilhas-de-desabastecimento-em-maceio/?cHash=ff51354ca59fe0f719d2a7d1e68a894f > Consultado en agosto de 2016)	38

ÍNDICE

Figura 16. Fotos de la espuma formada en la presa de la central hidroeléctrica São Pedro, en Itu. (C.L.midaglia, 2015)	44
Figura 17. Gráfico de medios afectados en los casos de emergencias químicas atendidos por la CETESB en 2015 (SIEQ, 2017)	49
Figura 18. Evolución del número de casos registrados de mortandades de peces entre 2010 y 2015 (CETESB, 2016)	50
Figura 19. Proporción entre las causas de los casos de mortandad de peces atendidos entre 2010 y 2015 por la CETESB (CETESB, 2016)	50
Figura 20. Los sistemas de conducción separador y combinado (Von Sperling 2005)	51
Figura 21. Fuentes de polución puntual y difusa y ejemplos de puntos para muestreo de agua (adaptado de Von Sperling 2005)	52
Figura 22. Media de DBO _{5,30} (2007) y tendencia de los diez años anteriores (CETESB, 2008)	53
Figura 23. Media de nitrógeno amoniacal (2007) y tendencia de los diez años anteriores (CETESB, 2008)	53
Figura 24. Media de fósforo total (2007) y tendencia de los diez años anteriores (CETESB, 2008)	54
Figura 25. Media de níquel (2007) y tendencia de los diez años anteriores (CETESB, 2008)	54
Figura 26. Media de zinc (2007) y tendencia de los diez años anteriores (CETESB, 2008)	54
Figura 27. Ejemplo hipotético de variación de un parámetro de calidad a lo largo del tiempo (SANCHEZ, 2006)	55

**VARIABLES DE LA CALIDAD
DEL AGUA Y OBJETIVOS
DEL DIAGNÓSTICO DE LA
CALIDAD DEL AGUA**

**ING. SAN. MSc. GABRIELA
SÁ LEITÃO DE MELLO**

*Cadernos da
Gestão do Conhecimento*

VARIABLES DE LA CALIDAD DEL AGUA Y OBJETIVOS DEL DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA

Introducción

La calidad del agua en los cuerpos de agua resulta de las condiciones naturales y las actividades antrópicas presentes en el entorno. Así, en una cuenca hidrográfica, su nivel de preservación, el uso y la ocupación del suelo de la zona, las características del suelo y los tipos de cobertura vegetal existentes determinan la calidad del agua.

Incluso en una cuenca hidrográfica preservada hay un arrastre natural de sólidos en suspensión al cuerpo de agua, que puede aumentar los niveles de turbidez. Las actividades antrópicas, por su parte, pueden causar alteraciones más intensas en la calidad del agua, tanto de forma puntual, por el vertido de aguas residuales domésticas y efluentes industriales, como de manera difusa, por la aplicación de productos fitosanitarios y fertilizantes, que, cuando llueve, se filtran en los cuerpos de agua superficiales o se infiltran en el suelo.

En los capítulos 1 y 2 de este módulo del curso se verán con detalle algunas de las principales variables de la calidad del agua, también denominadas indicadores o parámetros de calidad. Cabe destacar que existen centenas de variables de la calidad del agua y que la elección de cuáles se tienen en cuenta para evaluar la calidad de un cuerpo de agua dependerá del objetivo, como, por ejemplo, la verificación de la compatibilidad de la calidad del agua con su uso previsto, y de los recursos existentes. En un programa de monitoreo para la supervisión periódica de la calidad del agua, la selección de variables debe tener en cuenta la legislación aplicable y los parámetros de relevancia para la región. Para facilitar la comunicación con el público, los órganos de control ambiental pueden convertir los resultados de los análisis en índices de la calidad del agua. Como ejemplo, en Brasil, la Compañía Ambiental del Estado de São Paulo (CETESB) aplica los siguientes índices a los resultados obtenidos en el programa de monitoreo:

- Índice de Calidad de las Aguas (IQA)
- Índice de Calidad de las Aguas Brutas para Fines de Abastecimiento Público (IAP)
- Índice de Estado Trófico (IET)
- Índices de Calidad de las Aguas para Protección de la Vida Acuática y de Comunidades Acuáticas (IVA)

En este módulo, se estudiarán las siguientes variables físicas: turbidez, color verdadero, serie de sólidos, conductividad, temperatura y transparencia; y químicas: oxígeno disuelto, materia orgánica (DBO, DQO, COD e COT), nutrientes (formas de nitrógeno y formas de fósforo), pH, metales (aluminio, manganeso, hierro, arsénico, bario, cadmio, cromo, cobre, cobalto, plomo, mercurio, plata, níquel, selenio y zinc), cloruro, alcalinidad total, sulfato, dureza, fluoruro, aceites y grasas, compuestos fenólicos, detergentes, plaguicidas organoclorados, hidrocarburos aromáticos

policíclicos (HAP), potencial de formación de trihalometanos, bifenilos policlorados (PCB) y contaminantes emergentes.

Las alteraciones en la calidad de las aguas, verificadas por cambios en los niveles de los parámetros de calidad, pueden restringir sus usos previstos, causando daños a la vida acuática, conllevando riesgos para la salud de la población y daños económicos. En Brasil, la [Resolución CONAMA 357 de 2005](#) es la legislación que determina las cinco clases para el agua dulce en función de sus usos previstos y que establece estándares de calidad para cada una de ellas. La Clase Especial se prevé para usos más nobles, como el abastecimiento público y la preservación del equilibrio natural de las comunidades acuáticas, y la Clase 4, está prevista para usos menos nobles. La [Resolución CONAMA 430/2011](#) establece los estándares para el vertido de efluentes en cuerpos de agua. De esa forma, ambas serán la referencia fundamental para el desarrollo de este módulo del curso, especialmente en el Capítulo 3.

Las principales referencias utilizadas en la elaboración de este módulo fueron Piveli (2007) y CETESB (2016), además de las que figuran en las referencias bibliográficas.

Capítulo 1

Variables físicas de la calidad del agua

Los principales indicadores de la calidad del agua utilizados para la caracterización física son los siguientes: color verdadero, conductividad, fracciones de sólidos, transparencia, turbidez y temperatura.

a) Color verdadero

El color verdadero de una muestra de agua está asociado al grado de reducción de intensidad que la luz sufre al atravesarla, debido a la presencia de sólidos disueltos, principalmente, y de material en estado coloidal, orgánico e inorgánico. El color puede proceder de fuentes naturales (Figura 1), como:

- Descomposición parcial de la vegetación (ácido húmico y ácido fúlvico) y
- Óxidos de hierro y manganeso presentes de forma natural en el suelo.



Figura 1. Diferencia de tonalidad del color causada por fuentes naturales en el encuentro del río Negro con el río Amazonas (Foto: A. Camolez, 2011).

O antrópicas:

- Aguas residuales domésticas;
- Efluentes de industrias de celulosa y papel (lignina y celulosa), textiles (anilinas) y curtiduría (taninos).

Es importante diferenciar el color verdadero (o real) del color aparente (Figura 2):

El color verdadero (o real) se determina a partir de una muestra que se filtra en una membrana de $0,45 \mu\text{m}$ para la remoción de los sólidos en suspensión (los mayores de $1 \mu\text{m}$), ya que el color verdadero está asociado solo a los sólidos disueltos (menores

de $10^{-3} \mu\text{m}$) y parte de los coloidales (partículas de tamaño intermedio, de entre 1 y $10^{-3} \mu\text{m}$), como indica la Figura 3.

El color aparente es el medido en una muestra que no se sometió a la filtración, o sea, que posee las partículas en suspensión, coloidales y disueltas.



Figura 2. Procedimiento para determinación del color en el espectrofotómetro del Laboratorio de Química Inorgánica de la CETESB. Foto: R. Rossetti (2017)

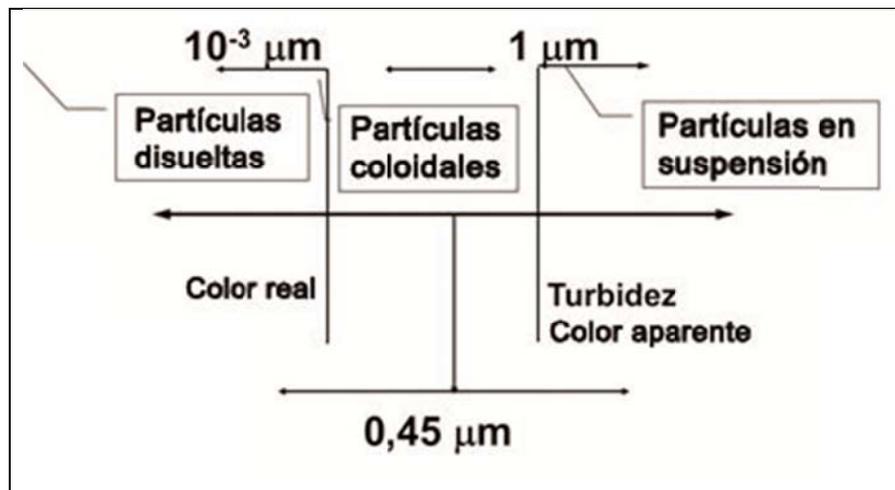


Figura 3. Distribución de las partículas en una muestra de agua.

La determinación de las fracciones de sólidos no especifica nada sobre la naturaleza de las partículas, sin embargo, es práctica y rápida.

Es importante destacar que en la red de monitoreo de la CETESB la coloración anotada en la ficha de recogida consiste básicamente en la observación visual del técnico de recogida en el instante del muestreo. La coloración es un parámetro de campo.

Importancia de esta variable:

- El color causa un perjuicio estético en el agua de abastecimiento público (Figura 4). Así, el límite establecido en Brasil por los parámetros de potabilidad ([orden ministerial 2914/2011 Ministerio de Salud](#)) es de $15 \text{ mg Pt-Co} \cdot \text{L}^{-1}$.



Figura 4. Perjuicio estético en el agua tratada (Disponible en: <http://avozdoportoal.blogspot.com.br/2015/01/agua-barrenta-continua-sem-solucao.html> Consultado en agosto de 2016).

- En las plantas de tratamiento de agua, el color es un parámetro de control de los procesos de coagulación, floculación, sedimentación y filtración.
- La reducción de la penetración de luz en los cuerpos de agua puede causar desequilibrios ecológicos. Así, en la Resolución CONAMA 357/2005, el límite de color verdadero para cuerpos de agua de Clase 2 es de $75 \text{ mg Pt} \cdot \text{L}^{-1}$ (comparación visual: método Platino-cobalto).
- El color es una variable de calidad poco usada en las plantas de tratamiento de aguas residuales.

b) Conductividad

La conductividad es la expresión numérica de la capacidad del agua de conducir la corriente eléctrica. Depende de las concentraciones iónicas y de la temperatura e indica la cantidad de sales existentes en la columna de agua y, por lo tanto, representa una medida indirecta de la concentración de contaminantes en el agua dulce.

Importancia de esta variable:

En general, unos niveles superiores a $100 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ indican un ambiente afectado. La conductividad también ofrece una buena indicación de los cambios en la composición del agua, especialmente en su concentración mineral, pero no suministra ninguna indicación sobre las cantidades relativas de los diversos componentes. La conductividad del agua aumenta con el número de sólidos disueltos. Unos valores altos pueden indicar características corrosivas del agua. En la legislación brasileña, más específicamente, en la [Resolución CONAMA 357 de 2005](#), no se establecen límites para la conductividad.

c) Serie de sólidos

Los sólidos totales en una muestra de agua o efluente corresponden a toda la materia que permanece como residuo tras la evaporación del agua y el secado en un horno a $102 \text{ }^\circ\text{C}$. En líneas generales, las operaciones de secado, calcinación ($550\text{-}600 \text{ }^\circ\text{C}$) y filtración son las que definen las diversas fracciones de sólidos presentes en el agua, que pueden clasificarse de la siguiente forma:

- Características físicas - Tamaño:
 - Suspensión
 - Coloidales
 - Disueltos
- Características químicas:
 - Sólidos volátiles (orgánicos)
 - Sólidos fijos (inorgánicos)

Para la determinación de las nueve fracciones de sólidos se emplean métodos gravimétricos, con una balanza analítica o de precisión (Figura 5).



Figura 5. Fracciones de sólidos (Disponible en: <http://www.c2o.pro.br/analise_agua/a1833.html> Consultado en agosto de 2016).

Importancia de esta variable:

En la caracterización de las aguas naturales o de efluentes domésticos e industriales, las determinaciones de las concentraciones de las diversas fracciones de sólidos no son definitivas para entender el comportamiento del agua o efluente en cuestión, pero constituyen una información preliminar importante. Cabe destacar, por ejemplo, que, aunque la concentración de sólidos volátiles esté asociada a la presencia de compuestos orgánicos en el agua, no ofrece ningún tipo de información sobre la naturaleza específica de las diferentes moléculas orgánicas eventualmente presentes. Además, una parte de las moléculas orgánicas puede iniciar el proceso de volatilización a temperaturas diferentes a las del rango de referencia de 550-600 °C (mantenido durante la etapa de calcinación). Algunos compuestos orgánicos se volatilizan a partir de 250 °C, mientras que otros exigen, por ejemplo, temperaturas superiores a 1000 °C.

Además de las nueve fracciones de sólidos anteriormente descritas, existe otra fracción importante que es la de los sólidos sedimentables. La determinación de esta fracción se realiza utilizando un cono Imhoff, como muestra la Figura 6. La unidad se expresa en ml. L⁻¹.



Figura 6. Cono Imhoff utilizado en la determinación de la cantidad de sólidos sedimentables en el Laboratorio de Química Inorgánica de la CETESB. Foto: C.L. Midaglia, 2017.

Los sólidos sedimentables pueden causar daños a los peces, provocándoles un taponamiento de las branquias, y a la vida acuática. Pueden sedimentarse en el lecho de los ríos, destruyendo organismos que suministran alimentos o, también, dañar los lechos de desove de peces. Los sólidos pueden retener bacterias y residuos orgánicos en el fondo de los ríos, promoviendo la descomposición anaeróbica. Así, tal como indica el [Decreto 8468](#), el estado de São Paulo establece dos estándares de emisión para esta variable: de $1 \text{ ml} \cdot \text{L}^{-1}$, para un vertido directamente en el cuerpo de agua (Artículo 18) y de $20 \text{ ml} \cdot \text{L}^{-1}$, para un vertido en la red colectora, con tratamiento (Artículo 19-A).

La fracción de sólidos disueltos también posee un estándar de calidad en aguas naturales en Brasil. Según la [Resolución CONAMA 357 de 2005](#), para cuerpos de agua Especial el límite es de $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

d) Transparencia

Esta variable se determina utilizando el disco de Secchi (Figura 7), que se introduce en el agua hasta una profundidad en que ya no se pueda ver. Así, es posible determinar la profundidad de la zona fótica en cuerpos de agua lénticos, especialmente.

Importancia de esta variable:

A partir de la medida del disco de Secchi, se puede calcular la profundidad de la zona fótica en lagos o lagunas, o sea, la profundidad de penetración vertical de la luz solar en la columna de agua, que indica el nivel de la actividad fotosintética de lagos o reservorios (Figura 8). Tal profundidad se ve influida por la concentración de sólidos en suspensión presentes en el cuerpo de agua.



Figura 7. Disco de Secchi (Disponível em: <http://www.corporacionsystemar.com/produto/138-disco.-secchi>> Consultado em agosto de 2016)



Figura 8. Utilização do disco de Secchi (Disponível em: <http://www.ebah.com.br/content/ABAAABdHEAE/parametros-qualidade-agua>> Consultado em agosto de 2016).

e) Turbidez

La turbidez de una muestra de agua está asociada al grado de reducción de intensidad que la luz sufre al atravesarla, debido a la presencia de sólidos en suspensión (los mayores de 1 μm , según muestra la Figura 3), que pueden ser de origen natural, por ejemplo:

- Algas, residuos orgánicos, microorganismos
- Arena, limo y arcilla

O de origen antrópico:

- Vertido de aguas residuales domésticas y efluentes industriales
- Drenaje urbano
- Procesos erosivos
- Actividades de minería

A pesar de que la determinación de la turbidez no es específica, es decir, no indica la composición de las partículas, es una determinación práctica y rápida.

Importancia de esta variable:

- Produce daños estéticos en el agua de abastecimiento público. Por ello, el límite establecido en Brasil, por la orden ministerial 2914/2011, del Ministerio de Salud, es de 5 NTU.
- En las plantas de tratamiento de agua para abastecimiento público es una variable importante en el control de los procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección (la turbidez puede servir de abrigo a los microorganismos, disminuyendo la eficiencia de la desinfección).
- En las aguas naturales, la turbidez reduce la penetración de luz, perjudicando la fotosíntesis, lo que puede reducir o suprimir la productividad de peces, por ejemplo. Así, en la Resolución CONAMA 357/2005, el límite de turbidez para los cuerpos de agua de la Clase 2, por ejemplo, es de 100 NTU.

f) Temperatura

Las variaciones de temperatura forman parte del régimen climático normal y los cuerpos de agua naturales presentan variaciones estacionales y diurnas, así como de estratificación vertical, como se vio en el Módulo I. La temperatura superficial se ve influida por factores tales como la latitud, la altitud, la estación del año, el periodo del día y la profundidad. La elevación de la temperatura en un cuerpo de agua generalmente se debe a desechos industriales (industrias de caña de azúcar, por ejemplo) y centrales termoeléctricas y nucleares.

La temperatura desempeña un papel crucial en el medio acuático y condiciona las influencias de una serie de variables físicoquímicas. En general, a medida que la temperatura aumenta, de 0 a 30 °C, la viscosidad, la tensión superficial, la compresibilidad, el calor específico, la constante de ionización y el calor latente de vaporización disminuyen, mientras que la conductividad térmica y la presión de vapor aumentan. Los aumentos de temperatura también hacen disminuir la solubilidad de gases en el agua, aumentan la velocidad de las reacciones físicas, químicas y biológicas y aumentan la tasa de transferencia de gases, lo que puede generar mal olor.

Importancia de esta variable:

- Mantenimiento de la vida acuática, puesto que los organismos acuáticos poseen unos límites superior e inferior de tolerancia térmica, temperaturas óptimas para el crecimiento, una preferencia por determinados gradientes térmicos y limitaciones de ciertas temperaturas para migración, desove e incubación del huevo, etc. De esa forma, la Resolución CONAMA 357/2005 establece como patrón de emisión el siguiente: «temperatura: inferior a 40 °C, mientras que la variación de la temperatura del cuerpo receptor no excederá los 3 °C en la zona de mezcla».
- La temperatura es una variable importante en el control de los procesos biológicos de tratamiento.

Capítulo 2

Variables químicas de la calidad del agua

Algunas de las principales variables químicas indicadoras de la calidad del agua son: oxígeno disuelto, materia orgánica (DBO, DQO, COD e COT), nutrientes (nitrógeno y fósforo en sus diversas formas), pH, metales (aluminio, manganeso, hierro, arsénico, bario, cadmio, cromo, cobre, cobalto, plomo, mercurio, plata, níquel, selenio y zinc), cloruro, alcalinidad total, sulfato, dureza, fluoruro, aceites y grasas, compuestos fenólicos, detergentes, plaguicidas organoclorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), potencial de formación de trihalometanos, bifenilos policlorados (PCB) y contaminantes emergentes.

a) Oxígeno disuelto

El oxígeno proveniente de la atmósfera se disuelve en las aguas naturales, debido a la diferencia de presión parcial. Este mecanismo se rige por Ley de Henry, que define la concentración de saturación de un gas en el agua, en función de la temperatura:

$$CSAT = \alpha \cdot p_{gas}$$

en donde:

α es una constante inversamente proporcional a la temperatura y

p_{gas} es la presión ejercida por el gas sobre la superficie del líquido.

El oxígeno constituye del 21 % de la atmósfera y, por la ley de Dalton, ejerce una presión de 0,21 atm. Para 20 °C, por ejemplo, α es igual a 43,9 y, por lo tanto, la concentración de saturación de oxígeno en un agua superficial es igual a $43,9 \times 0,21 = 9,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Es muy común encontrar en la literatura especializada tablas de concentraciones de saturación de oxígeno en función de la temperatura, la presión y la salinidad del agua, a ejemplo de la Tabla 1.

Tabla 1. Contenido de saturación de oxígeno disuelto en el agua dulce, al nivel del mar, a diferentes temperaturas (en mg/L) (Derísio, 1992).

Temperatura (°C)	Altitud (m)				
	0	250	500	750	1000
0	14,6	14,2	13,8	13,3	12,9
2	13,8	13,4	13,0	12,6	12,2
4	13,1	12,7	12,3	12,0	11,6
6	12,5	12,1	11,7	11,4	11,0
8	11,9	11,5	11,2	10,8	10,5
10	11,3	11,0	10,7	10,3	10,0
15	10,2	9,9	9,5	9,3	9,0
20	9,2	8,9	8,6	8,4	8,1
25	8,4	8,1	7,9	7,6	7,4
30	7,6	7,4	7,2	7,0	6,7

La tasa de reintroducción de oxígeno disuelto en aguas naturales a través de la superficie depende de las características hidráulicas y es proporcional a la velocidad del cuerpo de agua. Así, la tasa de reaeración superficial en una cascada (caída de agua) es más grande que la de un río de velocidad normal, que a su vez presenta una tasa superior a la de una represa, con una velocidad normalmente bastante baja.

Otra fuente importante de oxígeno en las aguas es la fotosíntesis de las algas. Esta fuente no es muy significativa en los tramos de ríos aguas abajo de grandes vertidos de aguas residuales. Una turbidez y un color elevados dificultan la penetración de los rayos solares y hacen que solo logren sobrevivir unas pocas especies resistentes a las condiciones graves de contaminación. Así, la contribución fotosintética de oxígeno solo es considerable después de que se haya dado parte de la actividad bacteriana en la descomposición de materia orgánica.

El oxígeno disuelto es un importante indicador del nivel de contaminación de los cuerpos de agua. Normalmente, las aguas contaminadas son las que presentan una baja concentración de oxígeno disuelto (debido a su consumo en la descomposición de compuestos orgánicos), mientras que las aguas limpias presentan elevadas concentraciones de oxígeno disuelto, llegando hasta un poco por debajo de la concentración de saturación. La concentración de oxígeno disuelto es directamente proporcional a la cantidad de biodiversidad en el medio acuático, como se ve en el ejemplo de la Figura 9, ya que estas concentraciones pueden variar dependiendo de las condiciones del cuerpo de agua.

Sin embargo, en un cuerpo de agua eutrofizado el crecimiento excesivo de algas puede enmascarar la evaluación del nivel de contaminación, cuando solo se toma como base la concentración de oxígeno disuelto. Un cuerpo de agua con un crecimiento excesivo de algas puede presentar, durante el periodo diurno, concentraciones de oxígeno muy superiores a 10 mg/L, incluso con temperaturas superiores a 20 °C, caracterizando una situación de supersaturación. Esto ocurre principalmente en lagos de baja velocidad del agua, en los cuales pueden formarse costras verdes de algas en la superficie (Figura 13). Sin embargo, en el periodo nocturno, el consumo de oxígeno disuelto por las algas puede reducir sus niveles y causar mortandad de peces.

Límite de tolerancia de Oxígeno Disuelto (OD) para los peces

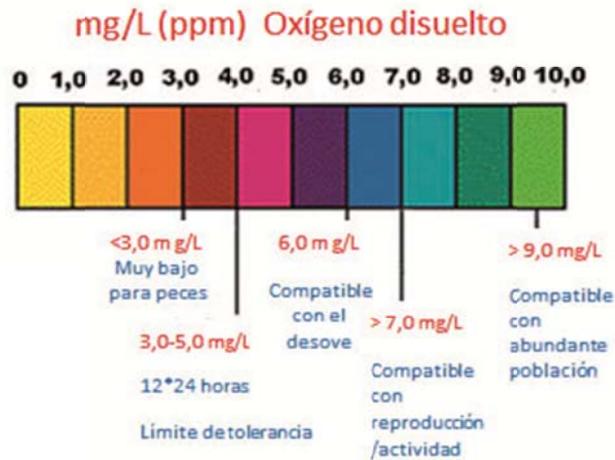


Figura 9. Concentraciones de oxígeno disuelto en relación con la biodiversidad (Disponible en: <http://www.quimlab.com.br/guiadoselementos/variaveis_quimicas.htm> Consultado en agosto de 2016).

b) Materia orgánica

El consumo de oxígeno disuelto en el agua será mayor cuanto mayor sea la concentración de materia orgánica biodegradable presente, ya que los microorganismos aerobios necesitan oxígeno para degradarla. La materia orgánica vegetal, animal y los propios microorganismos constituyen las principales fuentes naturales de materia orgánica. Las fuentes antropogénicas de materia orgánica, no solo biodegradable, son: las aguas residuales domésticas, los efluentes industriales y el drenaje urbano y agrícola.

Se puede decir que se ha producido una evolución histórica en la determinación de la materia orgánica en muestras de agua y efluentes. Al comienzo se determinaban los sólidos volátiles, luego la demanda bioquímica de oxígeno ($DBO_{5,20}$) y a continuación la demanda química de oxígeno (DQO). La $DBO_{5,20}$ y la DQO son medidas indirectas de la materia orgánica presente en una muestra, es decir, que los resultados de esas determinaciones se expresan en $mg\ O_2/L$. Finalmente, hoy ya es posible determinar directamente la materia orgánica presente en una muestra, a través del carbono orgánico total (COT) y del carbono orgánico disuelto (COD).

- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica es la cantidad de oxígeno necesaria para que los microorganismos degraden (oxiden) la materia orgánica a una forma inorgánica estable. La $DBO_{5,20}$ normalmente se considera como la cantidad de oxígeno consumido durante un determinado periodo de tiempo, a una temperatura de incubación específica. Un período de tiempo de 5 días a una temperatura de incubación de $20\ ^\circ C$ suele utilizarse y referirse como $DBO_{5,20}$. Así, indica de forma indirecta el contenido de materia

orgánica en las aguas residuales o en el cuerpo de agua, siendo, por lo tanto, una indicación del potencial del consumo de oxígeno disuelto.

Los mayores aumentos en términos de DBO en un cuerpo de agua son provocados por desechos de origen predominantemente orgánico. La presencia de un alto contenido de materia orgánica puede inducir al agotamiento completo del oxígeno en el agua, provocando mortandad de peces y de otras formas de vida acuática.

En consonancia con la [Resolución CONAMA 357 de 2005](#), que establece los estándares de clasificación de aguas naturales, los límites de $DBO_{5,20}$ para cuerpos de agua clase 1, 2 y 3 son respectivamente 3, 5 y $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

En el campo del tratamiento de aguas residuales, la DBO es un parámetro importante en el control de la eficiencia de las plantas, tanto de tratamientos biológicos aerobios y anaerobios, así como fisicoquímicos (aunque de hecho se de una demanda de oxígeno solo en procesos aerobios, la demanda «potencial» puede medirse a la entrada y salida de cualquier tratamiento). En la CONAMA 430 de 2011, se exige una eficiencia mínima del proceso de tratamiento igual a 60 %. Esta variable también es la base para estudios de autodepuración natural (Figura 10).

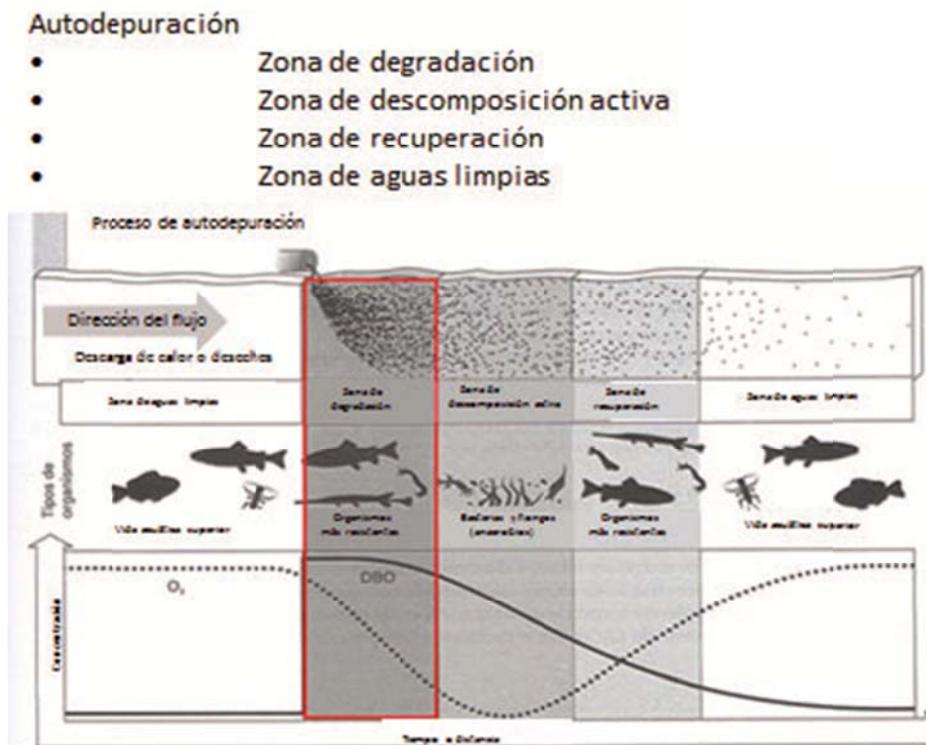


Figura 10. Autodepuración en un cuerpo de agua (Disponible en: <http://slideplayer.com.br/slide/358980/> Consultado en agosto de 2016)

La carga de DBO, expresada en $\text{kg}/\text{día}$, es un parámetro fundamental en el proyecto de las plantas de tratamiento biológico de aguas residuales. De ella resultan las principales características del sistema de tratamiento, como las áreas y los volúmenes

de los tanques, las potencias de aireadores, etc. La carga de DBO es el producto del caudal del efluente por la concentración de DBO. Por ejemplo, en una industria ya existente, en que se pretenda instalar un sistema de tratamiento, se puede establecer un programa de mediciones de caudal y de análisis de DBO para la obtención de la carga. Eso puede hacerse en un sistema de alcantarillado ya implantado. Si resultara imposible, se suele recurrir a valores unitarios estimativos. En el caso de las aguas residuales, en Brasil es tradicional adoptar una contribución «per cápita» de DBO_{5,20} 54 g.hab⁻¹.día⁻¹. Sin embargo, es necesario definir mejor ese parámetro mediante determinaciones de cargas de DBO_{5,20} en cuencas de aguas residuales que tengan una población conocida. En el caso de los efluentes industriales, también se suelen establecer contribuciones unitarias de DBO_{5,20} en función de las unidades de masa o de volumen del producto procesado. En la Tabla 2 se presentan los valores típicos de concentración y contribución unitaria de DBO_{5,20} para diferentes tipos de efluentes.

Tabla 2. Concentraciones y cargas de DBO en diferentes tipos de efluentes (Braille y Cavalcanti, 1993).

TIPO DE EFLUENTE	CONCENTRACIÓN DBO _{5,20} (mg / L)		CONTRIBUCIÓN UNITARIA DBO _{5,20} (kg/día)	
	RANGO	VALOR TÍPICO	RANGO	VALOR TÍPICO
Alcantarillado sanitario	110-400	220	---	54 g/hab.dia
Celulosa blanqueada (proceso Kraft)		300	29,2 a 42,7 kg/t	
Textil	250-600			
Lácteos	1.000-1.500		1.5-1.8 kg/m ³ leche	
Matadero bovino		1.12!		6,3 kg/1.000 kg peso vivo
Curtiduría (al cromo)	2.500			88 kg/t piel salgada
Cervecería	1.611-1.784	1.718		10,4 kg/m ³ cerveza
Gaseosas	940-1.335	1.188		4,8 kg/m ³ refresco
Jugo cítrico concentrado	2.100-3.000			2,0 kg/1000 kg laranja
Azúcar y alcohol		25.000		

- Demanda química de oxígeno (DQO)

Es la cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación de la materia orgánica de una muestra mediante un agente químico, como el dicromato de potasio (Figura 11).

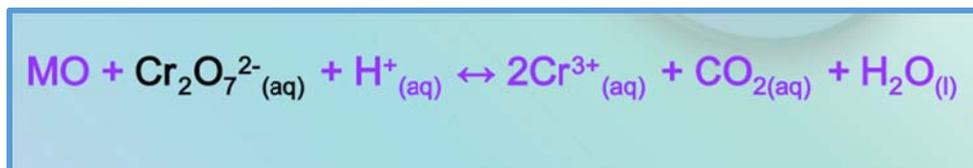


Figura 11. Reacción ocurrida en la determinación de la DQO (Disponible en: <<http://slideplayer.com.br/slide/9162028/>> Consultado en agosto de 2016)

Los valores de la DQO normalmente son mayores que los de la $DBO_{5,20}$, y es una prueba que se realiza en un plazo menor. El incremento de la concentración de DQO en un cuerpo de agua se debe principalmente a desechos de origen industrial.

La DQO es un parámetro indispensable en los estudios de caracterización de aguas residuales sanitarias y de efluentes industriales. La DQO es muy útil cuando se utiliza conjuntamente con la DBO para observar la biodegradabilidad de los desechos. Se sabe que el poder de oxidación del dicromato de potasio es mayor que el resultante de la acción de microorganismos, con la excepción de algunos casos raros tales como los hidrocarburos aromáticos y la piridina. De esta forma, los resultados de la DQO de una muestra son superiores a los de DBO. Como en la DBO se mide solo la fracción biodegradable, cuanto más se acerque ese valor a la DQO significa que más biodegradable será el efluente. Es común aplicar tratamientos biológicos a efluentes con relaciones $DQO/DBO_{5,20}$ de 3/1, por ejemplo. Pero unos valores muy elevados en esta relación indican grandes posibilidades de fracaso, ya que la fracción biodegradable se hace pequeña, y además se perjudica el tratamiento biológico por el efecto tóxico que ejerce la fracción no biodegradable sobre los microorganismos.

La DQO ha demostrado que es un parámetro muy eficiente en el control de los sistemas de tratamientos anaerobios de aguas residuales sanitarias y de efluentes industriales. Tras el impulso al desarrollo de estos sistemas en su desarrollo a partir de la década de los setenta, cuando se crearon nuevos modelos de reactores y se llevaron a cabo muchos estudios, se observa el uso prioritario de la DQO para el control de las cargas aplicadas y de las eficiencias obtenidas. La DBO en estos casos ha sido utilizada solo como parámetro secundario, más para verificar el cumplimiento de la legislación, ya que ni la legislación federal ni la del estado de São Paulo incluyen la DQO. Parece que los sólidos arrastrados en los reactores anaerobios debido al ascenso de las burbujas de gas producidas o debido a la escorrentía, producen mayores desvíos en los resultados de DBO que en los de DQO.

Otro uso importante que se hace de la DQO es para la previsión de las diluciones de las muestras en el análisis de DBO. Como el valor de la DQO es superior y el resultado puede obtenerse el mismo día de la recogida, esa variable podrá utilizarse para definir las diluciones. Sin embargo, se debe observar que la relación $DQO/DBO_{5,20}$ es distinta para los diversos efluentes y que, para un mismo efluente, la relación se altera mediante tratamiento, especialmente el biológico. Por lo tanto, un efluente bruto que presente una relación $DQO/DBO_{5,20}$ igual a 3/1, puede, por ejemplo, presentar una relación de aproximadamente 10/1 tras el tratamiento biológico, que actúa en mayor medida sobre el $DBO_{5,20}$.

- Carbono orgánico disuelto (COD) y carbono orgánico total (COT)

El carbono orgánico, presente en las aguas brutas y residuales, está presente en numerosos compuestos orgánicos en diversos estados de oxidación. Algunos de esos compuestos de carbono pueden ser oxidados por procesos biológicos o químicos, suministrando respectivamente la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO). Existen dos tipos de carbono orgánico en el

ecossistema acuático: el carbono orgánico particulado (COP) y el carbono orgánico disuelto (COD). El análisis del COT considera las partes biodegradables y no biodegradables de la materia orgánica, no sufriendo interferencia de otros átomos que estén vinculados a la estructura orgánica, cuantificando solo el carbono presente en la muestra. El carbono orgánico en agua dulce procede de la materia viva y también está presente como componente de diversos efluentes y residuos. Su importancia ambiental se debe a que sirve de fuente de energía para bacterias y algas, además de complejar metales. La parte formada por la excreta de algas cianofíceas puede, en concentraciones elevadas, volverse tóxica, además de causar problemas estéticos. El carbono orgánico total en el agua también es un indicador útil del grado de contaminación del cuerpo de agua.

c) Nutrientes (formas de nitrógeno y formas de fósforo)

Los principales nutrientes que hay que considerar como indicadores de la calidad del agua dulce son el fósforo y el nitrógeno. Ambos se denominan macronutrientes, ya que las células necesitan de ellos en grandes cantidades. Así, son parámetros imprescindibles en programas de caracterización de efluentes industriales que se pretende tratar mediante proceso biológico. Como además es un nutriente para los procesos biológicos, el exceso de fósforo en las aguas residuales sanitarias y los efluentes industriales conduce a procesos de eutrofización de las aguas naturales.

El fósforo aparece en las aguas naturales, debido, principalmente, a las descargas de aguas residuales sanitarias. La materia orgánica fecal y los detergentes en polvo empleados a gran escala en los hogares constituyen la principal fuente. También puede haber fósforo en cantidades excesivas en los detergentes en polvo, las industrias de fertilizantes, los plaguicidas, las químicas en general, las conservas de alimentos, los mataderos, los frigoríficos y los productos lácteos. El agua drenada en zonas agrícolas y urbanas también puede causar la presencia excesiva de fósforo en las aguas naturales.

Por ejemplo, en Brasil los límites para las concentraciones de fósforo total en los cuerpos de agua de la clase 2, de acuerdo con la Resolución CONAMA 357, son:

- 0,030 mg · L⁻¹ para cuerpos de agua lénticos,
- 0,050 mg · L⁻¹ para intermediarios y
- 0,1 mg · L⁻¹ para ambientes lóticos.

El fósforo puede estar presente en las aguas en tres formas diferentes. Los fosfatos orgánicos son la forma en que el fósforo forma parte de moléculas orgánicas, tales como un detergente, por ejemplo. Los ortofosfatos son representados por los radicales, que se quedan con cationes que forman sales inorgánicas en las aguas y los polifosfatos, o fosfatos condensados, polímeros de ortofosfatos. Esta tercera forma no es muy importante en los estudios de control de calidad de las aguas, porque sufre hidrólisis, convirtiéndose rápidamente en ortofosfatos en las aguas naturales.

Los ortofosfatos son biodisponibles y, una vez asimilados, se convierten en fosfato orgánico y en fosfatos condensados. Tras la muerte de un organismo, los fosfatos condensados se liberan en el agua. Sin embargo, no están disponibles para la absorción biológica hasta que sean hidrolizados por bacterias y se conviertan en ortofosfatos.

En cuanto al nitrógeno, las fuentes naturales de este nutriente en las aguas naturales son diversas. Las aguas residuales sanitarias constituyen, en general, la principal fuente antrópica, mediante el vertido en las aguas de nitrógeno orgánico, debido a la presencia de proteínas, y nitrógeno amoniacal, por la hidrólisis de la urea en el agua. Algunos efluentes industriales también participan en las descargas de nitrógeno orgánico y amoniacal en las aguas, como ciertas industrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacéuticas, de conservas de alimentos, mataderos, frigoríficos y curtidurías. La atmósfera es una fuente importante debido a diversos mecanismos, como la biofijación que realizan bacterias y algas presentes en los cuerpos de agua, que incorporan el nitrógeno atmosférico a sus tejidos, contribuyendo a la presencia de nitrógeno orgánico en las aguas; la fijación química, una reacción que depende de la presencia de luz, también conlleva la presencia de amoníaco y nitratos en las aguas, pues la lluvia transporta esas sustancias y partículas que contienen nitrógeno orgánico a los cuerpos de agua. En las áreas agrícolas, la escorrentía de las aguas pluviales por los suelos fertilizados también contribuye a la presencia de diversas formas de nitrógeno. En las áreas urbanas, el drenaje de las aguas pluviales, asociado a las deficiencias del sistema de limpieza pública, constituye también una fuente difusa de difícil caracterización.

Como se vio el nitrógeno puede encontrarse en las aguas en forma de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitrito y nitrato. Las dos primeras son formas reducidas, y las dos últimas, oxidadas. Así, se puede asociar las etapas de degradación de la contaminación orgánica mediante la relación entre las formas de nitrógeno. En las zonas de autodepuración natural en ríos, se distingue la presencia de nitrógeno orgánico en la zona de degradación, amoniacal en la zona de descomposición activa, nitrito en la zona de recuperación y nitrato en la zona de aguas limpias (Figura 10). Es decir, si se recogiera una muestra de agua de un río contaminado y los análisis demostraran la predominancia de las formas reducidas, eso significa que el foco de contaminación está cercano. Si prevalecieran el nitrito y el nitrato, significa que las descargas de aguas residuales están más alejadas.

Por la legislación federal brasileña en vigor, el nitrógeno amoniacal es el estándar de clasificación de las aguas naturales y estándar de emisión de aguas residuales. El amoníaco es un tóxico bastante restrictivo para la vida de los peces, y muchas especies no soportan concentraciones por encima de $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Además, como se ha visto anteriormente, el amoníaco provoca el consumo de oxígeno disuelto de las aguas naturales al ser oxidado biológicamente, la llamada DBO de la segunda etapa. Por tales motivos, la concentración de nitrógeno amoniacal es un parámetro importante para la clasificación de las aguas naturales y se utiliza normalmente para elaborar índices de calidad de las aguas.

Los nitratos son tóxicos y provocan una enfermedad llamada metahemoglobinemia infantil, que es letal para los niños (el nitrato se reduce a nitrito en la corriente sanguínea, compitiendo con el oxígeno libre y tornando la sangre azul). Por eso, el nitrato es parámetro de potabilidad, siendo $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ el valor máximo permitido por la orden ministerial 2914/2011 del Ministerio de Salud en Brasil.

Cuando se descargan en las aguas naturales, los nutrientes, principalmente el fósforo y el nitrógeno, presentes en los desechos, provocan el enriquecimiento del medio, causando su eutrofización. Esta puede posibilitar un crecimiento más intenso de seres vivos que utilizan nutrientes, especialmente las algas. Las grandes concentraciones de algas pueden acarrear perjuicios para los múltiples usos de esas aguas, afectando seriamente al abastecimiento público o causando una contaminación derivada de la muerte y descomposición de esos organismos.

El control de la eutrofización, a través de la reducción del aporte de nitrógeno, se ve comprometido por una multiplicidad de fuentes, algunas de muy difícil control, como la fijación del nitrógeno atmosférico, por parte de algunos géneros de algas. Por eso, se debe invertir preferentemente en el control de las fuentes de fósforo.

Debemos recordar, asimismo, que los procesos de tratamiento de aguas residuales empleados actualmente en Brasil no suelen contemplar la eliminación de nutrientes y los efluentes finales tratados vierten elevadas concentraciones de estos en los cuerpos de agua.

En los reactores biológicos de las estaciones de tratamiento de aguas residuales, el carbono, el nitrógeno y el fósforo tienen que presentarse en proporciones adecuadas para hacer posible el crecimiento celular sin limitaciones nutricionales.

En el tratamiento de las aguas residuales sanitarias, estos nutrientes se encuentran en exceso, por lo que no hay necesidad de añadirlos artificialmente; al contrario, el problema está en su eliminación. Algunos efluentes industriales, como en el caso de las industrias de papel y celulosa, están compuestos básicamente por carbohidratos y casi no tienen nitrógeno y fósforo. Así, a estos se les han de añadir los nutrientes, con el fin de compensar las relaciones recomendadas, para lo que se utiliza urea granulada, rica en nitrógeno y fosfato de amonio, que posee nitrógeno y fósforo, entre otros productos comerciales.

d) pH

El pH representa la concentración de iones de hidrógeno H^+ , y es un indicador del carácter de acidez, neutralidad o alcalinidad del agua. Las alteraciones del pH pueden ser de origen natural, como la disolución de rocas, la absorción de gases de la atmósfera, la oxidación de la materia orgánica y la fotosíntesis, o antropogénico, como el vertido de aguas residuales domésticas y efluentes industriales. Los ríos pueden presentar un pH naturalmente bajo, como sucede con el río Negro, el principal afluente del río Amazonas.

Importancia de esta variable:

- Las influencias de las variaciones del pH sobre los ecosistemas acuáticos pueden ser directas, debidas a los efectos que tienen sobre la fisiología de las especies, o indirectas, contribuyendo a la precipitación de metales tóxicos, por ejemplo. Otros aspectos pueden influir en las solubilidades de nutrientes. De esta forma, en Brasil, se establece el rango de 6 a 9 para todas las clases de uso de aguas naturales, según dicta la Resolución CONAMA 357.
- El pH es elevado en los cuerpos de agua eutrofizados (Figura 12). En dicha situación, el amoníaco se presenta en gran medida en la forma libre NH_3 , que resulta tóxica para los peces. Según el equilibrio, $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{NH}_4^+$, eleva el pH del agua a un valor de entre 11 y 12, el ion amonio se convierte casi por completo a la forma gaseosa, NH_3 .
- En Brasil, la orden ministerial 2914/11 recomienda que el pH del agua tratada varíe entre 6,0 y 9,0, pues las aguas ácidas son corrosivas y las aguas alcalinas son incrustantes (Figura 13).



Figura 12. Ejemplo de cuerpo de agua eutrofizado, con un crecimiento excesivo de algas (Acervo Banco Interáguas-CETESB).



Figura 13. Incrustação na rede de água (Disponível em: <http://inspecaoequipto.blogspot.com.br/2013/08/inscrustacao-em-caldeiras.html>> Consultado em agosto de 2016)

- El pH se ha convertido también en un estándar para la emisión de aguas residuales y de efluentes líquidos industriales, habiéndose fijado un rango de pH de entre 5 y 9 para el vertido directo en los cuerpos receptores, según la resolución CONAMA 430/2011.

e) Metales:

Aluminio

El aluminio y sus sales son usadas como coagulantes en el tratamiento del agua, como aditivo alimentario, en la fabricación de latas, tejas, papel, aluminio, en la industria farmacéutica, etc.

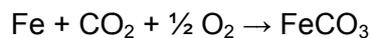
En el agua, este metal puede encontrarse en diferentes formas y se ve influido por el pH, la temperatura y la presencia de fluoruros, sulfatos, materia orgánica y otros aglutinantes. Las concentraciones de aluminio disuelto en aguas con pH neutro varían de 0,001 a 0,05 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pero aumentan a 0,5 - 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en aguas más ácidas o ricas en materia orgánica. En aguas con extrema acidez, afectadas por vertidos del sector minero, las concentraciones de aluminio disuelto pueden superar los 90 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Algunos compuestos de aluminio, como el AlCl_3 , pueden ser tóxicos para los peces y otros organismos acuáticos.

En el agua potable, los niveles de ese metal varían en función de la fuente de agua y de los coagulantes a base de aluminio que se usan en el tratamiento del agua. Estudios llevados a cabo en Estados Unidos mostraron que las concentraciones de aluminio en el agua tratada con coagulante variaban entre 0,01 y 1,3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, con una concentración media de 0,16 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

La principal vía de exposición humana no ocupacional al aluminio es por el consumo de alimentos y agua. No hay indicaciones de que el aluminio presente toxicidad aguda por vía oral, pese a su amplia presencia en alimentos, agua potable y medicamentos. Tampoco hay indicación de carcinogenicidad para el aluminio. La orden ministerial 2914/11 del Ministerio de Salud establece un valor máximo permitido de aluminio de $0,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ como estándar de aceptación para el agua de consumo humano (BRASIL, 2011).

Hierro

El hierro aparece principalmente en aguas subterráneas debido a la disolución del mineral por el dióxido de carbono del agua, según la siguiente reacción:



En las aguas superficiales, el nivel de hierro aumenta en la estación húmeda debido al arrastre de suelos y los procesos de erosión de los márgenes.

Los efluentes industriales también tienen su contribución, pues muchas industrias metalúrgicas desarrollan actividades de eliminación de la capa oxidada (óxido) de las piezas antes de su uso, un proceso denominado «decapado», que normalmente se realiza haciendo pasar la pieza por un baño ácido.

Importancia de esta variable:

- El hierro puede causar sabor, olor y color en el agua de abastecimiento, además de manchas en vajillas y tejidos. Así, el límite en el parámetro de potabilidad es de $0,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Hay que destacar que el empleo de coagulantes a base de hierro puede provocar un aumento en sus concentraciones.
- En el tratamiento de aguas para abastecimiento público hay que destacar la influencia de la presencia de hierro en la etapa de coagulación y floculación. Las aguas que contienen hierro se caracterizan por tener un color elevado y una turbidez baja. Los flóculos formados suelen ser pequeños, denominados *puntuales*, con unas velocidades de sedimentación muy bajas. En muchas plantas de tratamiento de aguas, este problema solo logra resolverse mediante la aplicación de cloro, en la etapa denominada de precloración. Con la oxidación del hierro por el cloro, los flóculos se hacen más grandes, con lo que se facilita su eliminación.
- En la red de distribución de agua tratada, puede haber formación de incrustaciones y desarrollo de bacterias del hierro, provocando la contaminación biológica del agua en la propia red.
- El carbonato ferroso es soluble y se encuentra frecuentemente en aguas de pozos con elevados niveles de concentración de hierro.
- El estándar de emisión de efluentes para el hierro disuelto en la resolución CONAMA 430/2011 es de 15 mg/L .

- En el tratamiento biológico de aguas residuales, el hierro es un nutriente importante, formador de gránulos, flóculos y biopelículas.

Manganeso

El manganeso se da naturalmente en las aguas superficiales y subterráneas, aunque las actividades antropogénicas también son responsables del aumento de las concentraciones de manganeso en las aguas naturales. El manganeso y sus compuestos se utilizan en la industria del acero, aleaciones metálicas, baterías, vidrios, oxidantes para limpieza, fertilizantes, barnices, suplementos veterinarios y otros muchos usos.

Las concentraciones de manganeso raramente superan 1,0 mg/L en aguas superficiales naturales y normalmente está presente en concentraciones de 0,2 mg/L o menos.

Importancia de esta variable:

- Así como el hierro, puede causar sabor, olor y color en el agua de abastecimiento. Así, el límite establecido en los parámetros de potabilidad es de 0,1 mg · L⁻¹.
- El patrón de emisión de efluentes para el manganeso, en la Resolución CONAMA 430/2011, es de 1,0 mg · L⁻¹.

Metales tóxicos

Los metales tóxicos pueden definirse como aquellos elementos químicos con un número atómico superior a 22, que pueden ser precipitados por sulfuros y presentan efectos adversos para la salud humana.

La principal contribución de los metales tóxicos a los ambientes acuáticos es de origen antropogénica: efluentes industriales (galvanoplastias, químicas, fundiciones, curtidurías, etc.), actividades de minería, minería artesanal y agricultura.

Los metales tóxicos más relevantes son los siguientes: arsénico, bario, cadmio, cromo, cobre, cobalto, plomo, mercurio, plata, níquel, selenio y zinc.

Importancia general de los metales tóxicos:

- Estos metales son tóxicos para la comunidad acuática, los consumidores de agua y los microorganismos responsables del tratamiento en las ETE.
- Muchos de los metales tóxicos tienen un efecto de bioacumulación (Figura 14).

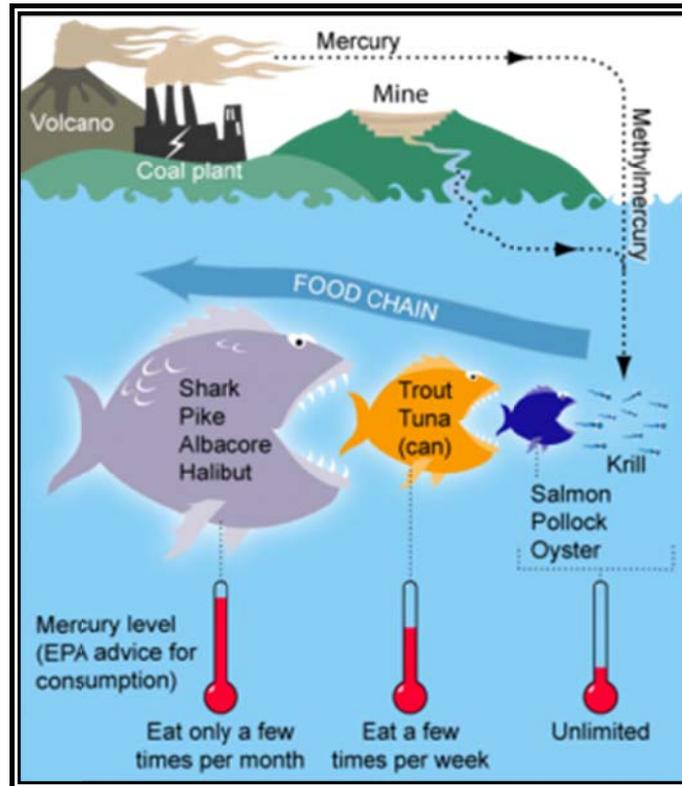


Figura 14. Bioacumulación causada por el mercurio (Disponible en: <<http://scienceblogs.com.br/rastrodecarbono/2013/01/rastro-de-mercurio/>> Consultado en agosto de 2016)

- Las repercusiones para la salud humana pueden variar desde una manifestación local en la piel, membrana pulmonar o tracto intestinal hasta efectos mutagénicos, teratogénicos y carcinogénicos o incluso la muerte.

En el anexo D puede verse la importancia específica de cada uno de los metales tóxicos antes citados, del [Relatório de Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo de 2015](#) (o Informe de Calidad de las Aguas Superficiales en el Estado de São Paulo de 2015) (CETESB, 2016).

f) Cloruro

El cloruro es el anión Cl^- presente en aguas subterráneas, procedente de la percolación del agua a través de suelos y rocas. En las regiones costeras, a través de la llamada intrusión salina (Figura 15), se encuentran aguas con niveles altos de cloruro.

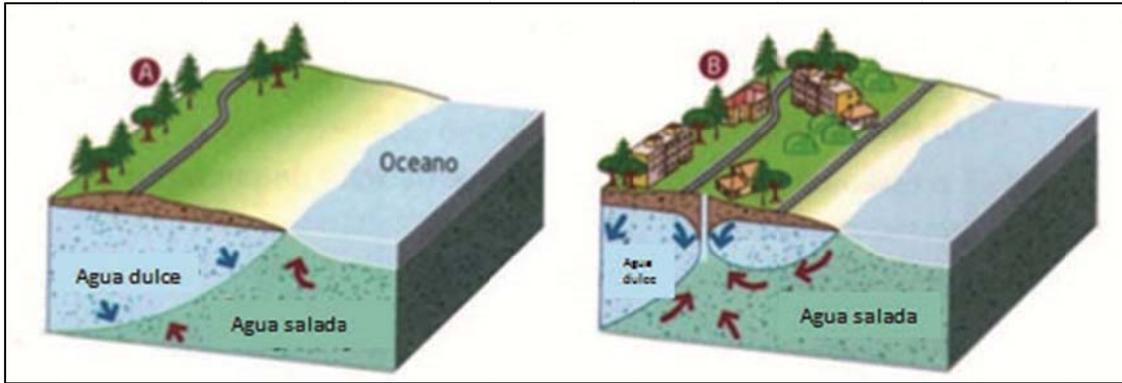


Figura 15. Intrusão de la cuña salina (B) (Disponível em: <<http://www.tnh1.com.br/noticias/noticias-detalle/meio-ambiente/250-mil-a-beira-do-colaspo-crie-hidrica-avanca-degrada-reservas-e-cria-ilhas-de-desabastecimento-em-maceio/?cHash=ff51354ca59fe0f719d2a7d1e68a894f>> Consultado em agosto de 2016).

En las aguas superficiales, las principales fuentes de cloruro son las descargas de aguas residuales domésticas, teniendo en cuenta que cada persona elimina, a través de la orina, unos 4 g de cloruro diarios, que representan entre el 90 % y el 95 % de la excreta humana. El resto se expele por las heces y el sudor (WHO, 2014). Tales cantidades hacen que las aguas residuales presenten concentraciones de cloruro que sobrepasan los $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

También hay diversos efluentes industriales que presentan concentraciones de cloruro elevadas, como los de la industria del petróleo, algunas industrias farmacéuticas, químicas y de curtidurías.

En las aguas tratadas, la adición de cloro puro o en solución conduce a una elevación del nivel de cloruro, resultante de las reacciones de disociación del cloro en el agua.

Importancia de esta variable:

- El cloruro no presenta toxicidad para el ser humano, excepto en el caso de la deficiencia en el metabolismo de cloruro sódico, por ejemplo, en la insuficiencia cardíaca congestiva.
- El ion cloruro confiere un sabor salado al agua de abastecimiento. Así, los parámetros de potabilidad (orden ministerial 2914/11) limitan su concentración a $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Sin embargo, la percepción del sabor depende del catión que esté asociado. En el caso del cloruro de calcio, el sabor solo es perceptible en concentraciones por encima de $1.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.
- El cloruro provoca corrosión en estructuras hidráulicas, como, por ejemplo, en emisarios submarinos para la eliminación en el mar de aguas residuales sanitarias, razón por la cual a veces se construyen con polietileno de alta densidad (PEAD)
- Inhibición en procesos anaerobios de tratamiento de efluentes.

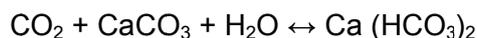
- Interfiere en la determinación de la DQO y, aunque esta interferencia se vea atenuada por la adición de sulfato de mercurio, los análisis de DQO del agua marina no presentan resultados confiables, por lo que ha de recurrirse al análisis de COT.
- Puede utilizarse como indicador de la presencia de aguas residuales en las aguas naturales. Sin embargo, actualmente la prueba de coliformes termotolerantes es más precisa para esta función.
- El cloruro influye asimismo en las características de los ecosistemas acuáticos naturales, pues provoca alteraciones en la presión osmótica en células de microorganismos.

g) Alcalinidad total

La alcalinidad total de una muestra de agua es una medida de la capacidad del agua de neutralizar ácidos (capacidad de resistir a los cambios de pH), debido a la presencia de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos. Analíticamente, se define como la capacidad de reaccionar cuantitativamente con un ácido fuerte hasta un valor determinado de pH.

Los principales componentes de la alcalinidad son las sales del ácido carbónico, o sea, bicarbonatos y carbonatos, y los hidróxidos. Otras sales de ácidos débiles inorgánicos tales como boratos, silicatos, fosfatos, y ácidos orgánicos tales como sales de ácidos húmicos, ácido acético, etc. también confieren alcalinidad a las aguas, pero sus efectos normalmente se ignoran, al ser poco representativos.

Los bicarbonatos y, en menor medida, los carbonatos, que son menos solubles, se disuelven en el agua debido a su paso por el suelo. Si el suelo es rico en piedra caliza, el dióxido de carbono del agua lo solubiliza, transformándolo en bicarbonato, según la siguiente reacción:



Los carbonatos e hidróxidos pueden aparecer en aguas donde se dan floraciones de algas (eutrofizadas), y en periodo de intensa insolación el saldo de la fotosíntesis en relación con la respiración es grande y la retirada de dióxido de carbono provoca un aumento del pH a valores que llegan a alcanzar 10 unidades.

La principal fuente de alcalinidad de los hidróxidos en las aguas naturales se debe al vertido de efluentes industriales, donde se emplean bases fuertes como soda cáustica y cal hidratada.

Importancia de esta variable:

1. Unas concentraciones elevadas de alcalinidad en el agua de abastecimiento público pueden causar un gusto amargo.
2. Es deseable la distribución del agua tratada levemente alcalina para la formación de una fina capa de carbonato, que protege a la red contra la

corrosión. Sin embargo, en elevadas concentraciones, puede causar incrustaciones en los sistemas de abastecimiento de agua.

3. Es un factor importante a determinar para el tratamiento del agua y de las aguas residuales (efecto tampón, resistencia al descenso del pH).

h) Sulfato

El sulfato es uno de los iones más abundantes en la naturaleza. En aguas naturales, la fuente de sulfato procede de la disolución de suelos y rocas y de la oxidación de sulfuro. Entre las fuentes antropogénicas de sulfato se incluyen las aguas residuales domésticas y los efluentes industriales (celulosas y papel, químicas, etc.), drenaje de áreas agrícolas y el uso de coagulantes en las estaciones de tratamiento de aguas.

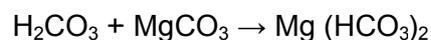
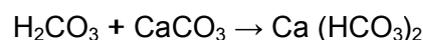
Importancia de esta variable:

- El sulfato causa problemas derivados de su reducción a sulfuro (en condiciones anaerobias). En la red de aguas residuales, en tramos de baja inclinación, donde se deposita materia orgánica, el sulfato puede ser transformado en sulfuro, produciéndose una exhalación de sulfuro de hidrógeno, que causa problemas de corrosión en los colectores de aguas residuales de cemento y olores, además de ser tóxico.
- En el agua de abastecimiento público, el sulfuro puede causar efectos laxativos. Así, el límite de sulfato establecido por la orden ministerial 2914/11 es de $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.
- Puede causar corrosión, toxicidad y malos olores en los sistemas de aguas residuales sanitarias (recogida y tratamiento). De esa forma, el límite para el sulfato es de $1.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para el vertido en la red.
- Durante el tratamiento anaerobio, causa inhibición de las metanobacterias y competición por el sustrato (ácidos volátiles).

i) Dureza

Hay cuatro compuestos principales que otorgan dureza a las aguas: bicarbonato de calcio, bicarbonato de magnesio, sulfato de calcio y sulfato de magnesio.

La principal fuente de dureza en las aguas es su paso por el suelo (disolución de la roca calcárea por el dióxido de carbono del agua), según estas reacciones:



De esta forma, es mucho más frecuente encontrarse aguas subterráneas con dureza más elevada que aguas superficiales. El mapa geológico del territorio brasileño permite observar regiones que presentan suelos con características de dureza como en el Nordeste, Centro-oeste y Sudeste, pero el problema es mucho más grave en los Estados Unidos y en Europa, donde muchas regiones presentan grados muy elevados de dureza en las aguas, debido a la composición del suelo.

La dureza de un agua puede percibirse por su capacidad de precipitar el jabón, es decir, en las aguas duras los jabones se transforman en complejos insolubles, y no forman espuma hasta que agota el proceso.

La dureza definida por la presencia de calcio y magnesio, principalmente, y otros cationes, tales como hierro, manganeso, estroncio, zinc, aluminio, hidrógeno, etc., asociados con aniones carbonato (más específicamente bicarbonato, que es más soluble) y sulfato, especialmente, y otros aniones, tales como nitrato, silicato y cloruro.

Importancia de esta variable:

- Las aguas tratadas en estaciones convencionales presentan una dureza generalmente algo superior a la de las aguas brutas debido al uso de cal hidratada. La cal reacciona con el sulfato de aluminio, formando sulfato de calcio. Sin embargo, las dosis son relativamente pequeñas en relación con los niveles de dureza necesarios para acarrear problemas para los usos del agua tratada.
- Si se da en concentraciones elevadas en el agua de abastecimiento público, puede causar un sabor desagradable y tener efecto laxativo. También puede causar incrustación en las tuberías de agua caliente y reducir la formación de espuma.
- La contaminación de las aguas superficiales por la actividad industrial es poco significativa en relación con la dureza, aunque los compuestos que la producen se usan frecuentemente en las fábricas.

j) Fluoruro

El flúor es el elemento químico más electronegativo de todos. Es tan reactivo que nunca se encuentra en su forma elemental en la naturaleza, sino que se encuentra normalmente en su forma combinada como fluoruro. El flúor está situado en el puesto 17 entre los elementos más abundantes en la corteza terrestre, entre el 0,06 y el 0,9 %, y se da principalmente en forma de fluorita (CaF_2), fluoroapatita ($\text{F}_{10}(\text{PO}_4)_6$) y criolita (Na_3AlF_6). Sin embargo, para que haya disponibilidad de fluoruro libre, es decir, disponible biológicamente, se necesitan condiciones ideales de suelo, presencia de otros minerales u otros componentes químicos y agua. Generalmente se encuentran trazos de fluoruro en aguas naturales y sus concentraciones elevadas suelen estar

asociadas con fuentes subterráneas. En lugares donde existen minerales ricos en flúor, por ejemplo, cerca de montañas altas o en áreas con depósitos geológicos de origen marino, se encuentran concentraciones de hasta $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ o más. La mayor concentración de flúor registrada en aguas naturales es de $2.800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, en Kenia.

Algunos efluentes industriales también descargan fluoruro en las aguas naturales, tales como las industrias de vidrio y de hilos conductores de electricidad.

Otras fuentes de fluoruro son los dentífricos, los chicles, las vitaminas y los medicamentos. El fluoruro ingerido a través del agua es casi completamente absorbido por el cuerpo humano, mientras que el flúor presente en los alimentos no es totalmente absorbido. Una vez absorbido, el fluoruro se distribuye rápidamente por el cuerpo humano, una gran parte se retiene en los huesos y una pequeña parte se queda en los dientes. El fluoruro puede ser excretado por la orina y su eliminación se ve influida por diversos factores, tales como el estado de salud y su grado de exposición a esta sustancia.

El fluoruro se añade a las aguas de abastecimiento público para otorgar protección frente a las caries. El fluoruro reduce la solubilidad de la parte mineralizada del diente, lo que lo hace más resistente frente a la acción de las bacterias e inhibe los procesos enzimáticos que disuelven la sustancia orgánica proteica y el material calcificante del diente. Sin embargo, la fluoración de las aguas debe aplicarse con un control riguroso, con buenos equipamientos de dosificación y con programas efectivos de control de los residuos de fluoruro en la red de abastecimiento de agua, pues, según han demostrado estudios llevados a cabo en Estados Unidos, las concentraciones de fluoruro por encima de $1,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ aumentan la incidencia de fluorosis dentaria. La orden ministerial 2914/11 del Ministerio de Salud de Brasil establece un valor máximo permitido para el fluoruro de $1,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en el agua potable.

k) Aceites y grasas

Los aceites y grasas son sustancias orgánicas de origen mineral, vegetal o animal. Generalmente son hidrocarburos, grasas, ésteres, entre otros. Raramente se encuentran en aguas naturales y suelen proceder de desechos y residuos industriales, aguas residuales domésticas, efluentes de talleres mecánicos, gasolineras, drenaje de carreteras y vías públicas. Los desechos de origen industrial son los que más contribuyen al aumento de materias grasas en los cuerpos de agua, entre ellos los de refinerías, frigoríficos, jabonerías, etc.

Los aceites y grasas, según el procedimiento analítico empleado, consisten en un conjunto de sustancias que puede extraerse de la muestra mediante un solvente determinado y que no se volatilizan durante la evaporación del mismo a 100°C . Estas sustancias, solubles en n-hexano, incluyen ácidos grasos, grasas animales, jabones, grasas, aceites vegetales, ceras, aceites minerales, etc. Este parámetro suele identificarse también como material soluble en hexano (MSH).

La pequeña solubilidad de los aceites y grasas constituye un factor negativo en lo tocante a su degradación en unidades de tratamiento de desechos por procesos biológicos y causan problemas en el tratamiento de agua cuando están presentes en manantiales utilizados para el abastecimiento público. La presencia de material graso en los cuerpos de agua puede causar la asfixia de peces, pues el material se adhiere a las branquias. También conlleva problemas de origen estético y disminuye el área de contacto entre la superficie del agua y el aire atmosférico, impidiendo, de esa manera, la transferencia del oxígeno de la atmósfera al agua.

En su proceso de descomposición, los aceites y grasas reducen el oxígeno disuelto, debido a la elevación de la $DBO_{5,20}$ y de la DQO, causando perjuicios al ecosistema acuático. En la legislación brasileña la recomendación es que los aceites y grasas estén virtualmente ausentes en los cuerpos de agua de clases 1, 2 y 3.

l) Compuestos fenólicos

Los fenoles y sus derivados aparecen en las aguas naturales a través de la descarga de efluentes de industrias de procesamiento de caucho, pegamentos y adhesivos, resinas de impregnación, componentes eléctricos (plásticos) y siderúrgicas.

Los fenoles son tóxicos para el hombre, los organismos acuáticos y los microorganismos presentes en los sistemas de tratamiento de aguas residuales y de efluentes industriales.

La [Resolución n.º 430/11 del CONAMA](#) estipula el límite de $0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para fenoles totales en los efluentes vertidos en cuerpos de agua. En las aguas naturales, los estándares para los compuestos fenólicos son bastante restrictivos, de $0,003 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de fenoles totales en cuerpos de agua de clase 1 o 2, por ejemplo.

Cuando están presentes en las aguas naturales de un manantial, los fenoles reaccionan con el cloro libre utilizado en el tratamiento para el abastecimiento público formando los clorofenoles, que causan sabor y olor en el agua.

m) Detergentes (surfactantes o sustancias tensioactivas que reaccionan con el azul de metileno)

Analíticamente, es decir, de acuerdo con la metodología analítica recomendada, los detergentes o surfactantes se definen como compuestos que reaccionan con el azul de metileno en determinadas condiciones específicas. Estos compuestos se denominan *sustancias activas al azul de metileno* (SAAM) y sus concentraciones son relativas al sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS), que se utiliza como estándar en el análisis.

Las fuentes de detergentes en las aguas naturales son, principalmente, las aguas residuales domésticas, que poseen de $3 \text{ a } 6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de detergentes, y las industrias de

detergentes, que vierten efluentes líquidos con cerca de $2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ del principio activo. Otras industrias, entre ellas las que procesan piezas metálicas, emplean detergentes especiales con la función desengrasante.

Importancia de esta variable:

Los vertidos indiscriminados de detergentes en las aguas naturales causan perjuicios de índole estética, provocados por la formación de espumas (Figura 16). Uno de los casos más críticos de formación de espumas se da en el municipio de Pirapora do Bom Jesus, en el estado de São Paulo. Ubicado en los márgenes del río Tietê, aguas abajo de la Región Metropolitana de São Paulo, recibe sus aguas residuales, en gran medida, sin tratamiento. La existencia de rápidos lleva a la creación de espumas que forman continuamente capas de más de 50 cm sobre el lecho del río. Bajo la acción de los vientos, la espuma se esparce sobre la ciudad, contaminada biológicamente, se impregna en la superficie del suelo y de los materiales, volviéndolos aceitosos.



Figura 16. Fotos de la espuma formada en la presa de la central hidroeléctrica São Pedro, en Itu. (C.I.midaglia, 2015).

Además, los detergentes pueden tener efectos tóxicos sobre los ecosistemas acuáticos. Los sulfonatos de alquilbenceno lineal (LAS) han sustituido progresivamente a sulfonatos de alquilbenceno ramificado (ABS), al considerarse biodegradables. En Brasil se produjo ese cambio a partir de comienzos de la década de los ochenta y, aunque se han desarrollado pruebas de biodegradabilidad

estandarizadas, ese efecto aún no se conoce de forma segura. Las pruebas de toxicidad con organismos acuáticos se han mejorado y hay cierta tendencia a usarlas más en los programas de control de la contaminación.

Se ha asignado a los detergentes la aceleración de la eutrofización. Además de que la mayoría de los detergentes comerciales empleados poseen fósforo en sus formulaciones, se sabe que ejercen un efecto tóxico sobre el zooplancton, que es un depredador natural de las algas.

n) Plaguicidas clorados y organoclorados

Los plaguicidas pueden estar constituidos por sustancias inorgánicas, tales como azufre, mercurio, flúor, etc. Como esos plaguicidas poseen una toxicidad muy elevada, han sido sustituidos por plaguicidas orgánicos sintéticos, clasificados en clorados u organoclorados, piretrinas, fosforados, clorofosforados y carbamatos.

Los plaguicidas clorados, como el DDT, HCH, aldrin y lindano, presentan un efecto residual largo. La mayoría de los compuestos son hidrofóbicos, pero presentan alta solubilidad en hidrocarburos y grasas. Los plaguicidas organoclorados presentan una baja toxicidad aguda, aunque tienen problemas de toxicidad crónica debido a su capacidad de acumulación a lo largo de la cadena alimentaria y en tejidos biológicos. Actualmente el uso de los organoclorados está prohibido o restringido debido a su baja tasa de degradación en el medio ambiente. Muchos de los plaguicidas están en la lista de los 12 contaminantes orgánicos persistentes prioritarios, entre ellos el aldrin y el DDT. Este grupo de contaminantes se caracteriza por ser altamente tóxico para los seres vivos y bioacumulativo. Son resistentes a la degradación química, biológica y fotolítica (de la luz), y afectan a la salud humana y a los ecosistemas, incluso en pequeñas concentraciones.

La afinidad de los plaguicidas por adsorción en la materia mineral en suspensión y en coloides orgánicos es importante para entender su movilidad en los cuerpos de agua.

La contaminación por plaguicidas organoclorados se da por las vías de exposición dérmica, oral y respiratoria y puede atacar al sistema nervioso central, causando trastornos sensoriales del equilibrio, alteraciones en el comportamiento, actividad muscular involuntaria, etc. En casos de inhalación puede darse tos, ronquera e hipertensión.

o) Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos son una clase de compuestos orgánicos semivolátiles, formados por anillos de benzeno fusionados de forma lineal, angular o agrupados, y cuya estructura solo contiene carbono e hidrógeno. De los hidrocarburos aromáticos policíclicos, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos ha declarado a dieciséis de ellos contaminantes prioritarios, que han sido cuidadosamente estudiados debido a su toxicidad, persistencia y predominio en el medio ambiente. Son los siguientes: acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(k)fluoranteno,

benzo(g,h,i)perileno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, indeno(1,2,3-c,d)pireno, naftaleno y pireno.

El comportamiento, transporte y destino de estos compuestos en el medio ambiente dependen de sus características físicoquímicas y bioquímicas. Generalmente los HAP son persistentes en el medio ambiente y poseen una baja solubilidad en agua, con la salvedad del naftaleno, que es relativamente soluble. En la mayoría de los casos, esa solubilidad disminuye con el aumento del número de anillos y de la masa molecular del compuesto. Esa es una de las propiedades más importantes en el transporte de esos compuestos en el medio ambiente. Los compuestos más solubles en agua son transportados más fácilmente, pues tienden a tener una baja adsorción en las partículas del suelo. Además, son más susceptibles a la biodegradación, debido a su estructura más simple.

Los HAP pueden tener efectos toxicológicos sobre el crecimiento, el metabolismo y la reproducción de toda la biota (microorganismos, plantas terrestres, biota acuática, anfibios, reptiles, aves y mamíferos). Estos efectos pueden asociarse a la formación de tumores, toxicidad aguda, bioacumulación y daños a la piel de diversas especies de animales. Los principales objetos de investigación de esos compuestos han sido sus propiedades carcinogénicas, mutagénicas y genotóxicas.

La resolución CONAMA 357/2005 establece límites para diversos HAP en los cuerpos de agua, como para el indeno(1,2,3-c,d)pireno, de 0,05 µg/L.

La orden ministerial 2914/11 del Ministerio de Salud no establece un valor máximo de HAP en el agua potable, pero adopta el estándar de 0,7 µg/L para benzo[a]pireno (BRASIL, 2011), el mismo valor que recomienda la OMS.

p) Potencial de formación de trihalometanos (PFTHM)

La utilización de variables no específicas para evaluar la eficiencia de un sistema de tratamiento, así como la calidad del agua de un determinado manantial, es una práctica común en las plantas de tratamiento de agua. El parámetro de la turbidez, por ejemplo, se utiliza muy frecuentemente en las plantas de tratamiento de agua para el control y el monitoreo operativo de la eliminación de material particulado. Otras variables de este tipo que también se usan a menudo son el color y la densidad de coliformes termotolerantes. Estas variables no específicas pueden ser una valiosa herramienta para una primera evaluación de las características de la calidad de las aguas en los manantiales destinados al abastecimiento público. También pueden ser de gran utilidad para verificar rápidamente cambios en la calidad del agua dentro del proceso de tratamiento.

Con la preocupación sobre la formación de compuestos organoclorados ligeros (como por ejemplo, el cloroformo) durante el proceso de cloración, los llamados trihalometanos, se hace necesario evaluar el manantial en relación con la cantidad de precursores de estos compuestos.

La utilización del potencial de formación de trihalometanos como parámetro no específico de la medida de precursores de los THM puede usarse para comparar la calidad de diversos manantiales de agua bruta con potencial para el abastecimiento, con la posibilidad de producir concentraciones elevadas de THM en el agua tratada durante los procesos de tratamiento y distribución. La orden ministerial 2914/11 del Ministerio de Salud de Brasil establece un valor máximo permitido de trihalometanos total de $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ como estándar de aceptación para el agua de consumo humano.

q) Bifenilos policlorados (PCB)

Los bifenilos policlorados se refieren genéricamente a la clase de compuestos organoclorados resultantes de la reacción del grupo bifenilo con el cloro anhidro en presencia de un catalizador. También forman parte de los contaminantes orgánicos prioritarios (POP). En las moléculas de los PCB pueden darse diversas sustituciones en relación con la cantidad de átomos de cloro, que pueden variar de 1 a 10 átomos. A partir de ahí pueden obtenerse hasta 209 estructuras diferentes denominadas congéneres de los PCB.

Los PCB se emplearon mundialmente a gran escala principalmente en transformadores y condensadores eléctricos y, en menor escala, en fluidos de transferencia de calor y como aditivos en la formulación de plastificantes. En Brasil no existen registros de la producción de PCB, que se importan de Estados Unidos y de Alemania.

Los PCB pueden entrar en el ambiente por medio de accidente o pérdida en su manejo, volatilización de componentes contaminados por PCB, fugas en transformadores y condensadores, almacenamiento irregular, humo derivado de la incineración de productos que contengan PCB y mediante el vertido de efluentes industriales en ríos y lagos.

El ambiente acuático es un importante medio para la acumulación de PCB, que son incorporados a través de la descarga de efluentes industriales. En los sedimentos, los PCB suelen estar adsorbidos en la materia orgánica, y los procesos de sorción-desorción representan un factor determinante en la movilización de PCB para la columna de agua.

Los estudios toxicológicos han demostrado que la contaminación por PCB puede alterar principalmente las funciones reproductivas de los organismos, ocasionando trastornos en la madurez sexual y efectos teratogénicos. En el ambiente, estos efectos pueden propagarse a lo largo de la cadena trófica, por bioacumulación. En los seres humanos la exposición a los PCB puede ocasionar síntomas tales como acné clórico, hiperpigmentación, problemas oculares y aumento de las tasas de mortalidad por cáncer en el hígado y en la vesícula biliar. El valor máximo para PCB permitido por la Resolución CONAMA 357/2005 en cuerpos de agua es de $0,001 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

r) Contaminantes emergentes

Se ha reportado que los contaminantes emergentes son perturbadores endócrinos o tienen potencial de acción desreguladora en el organismo.

Las acciones de algunos de estos compuestos sobre la biota acarrear trastornos en la reproducción y los estudios indican que también pueden ser cancerígenos. En cuanto a los seres humanos, aunque aún no se hayan establecido relaciones conclusivas de causa y efecto, diversos estudios indican la posibilidad de que la mayor incidencia de trastornos tales como defectos de nacimiento, trastornos neurológicos y de comportamiento, inmunodeficiencia, pubertad acelerada, calidad del semen y cánceres están relacionados con los contaminantes emergentes que tienen una acción de perturbación endocrina.

Estos contaminantes pueden dividirse en los siguientes grupos:

- Plaguicidas: atrazina, lindano, triclosan, DBCP (dibromocloropropano), PCP (pentaclorofenol), trifuralin;
- Esteroides naturales: andrógenos, estrógenos, fitoestrógenos;
- Fármacos: fluoxetina, tamoxifan, fluvastatina, medetomidina, propranolol y hormonas sintéticas;
- Productos químicos industriales: alquilfenoles, ftalatos, bisfenol A, estireno, retardantes de llama bromados, surfactantes (incluidos los perfluorooctano sulfonatos o PFOS).

Como los efectos de esos contaminantes aún no se conocen bien, normalmente no están incluidos en planes de monitoreo de rutina de los órganos de control de la calidad ambiental o de la salud y tampoco están incluidos en normativas o legislaciones.

Capítulo 3

Tipos de diagnóstico: atención a emergencias, actividades de fiscalización, análisis de tendencias, evaluación de impacto y análisis de cumplimiento de las normas legales

Entender la importancia de cada uno de los indicadores de la calidad del agua es fundamental para interpretar adecuadamente los resultados obtenidos en el análisis de muestras de agua bruta, de agua tratada o de efluentes. Dicha comprensión permite que se definan y se evalúen correctamente los parámetros de interés, es decir, los que indican alteraciones relevantes y significativas de la calidad de las aguas, haciendo posible la realización de un diagnóstico adecuado en diferentes situaciones.

I. Atención a emergencias

De acuerdo con el Sistema de Informaciones sobre Emergencias Químicas (SIEQ) de la CETESB, en 2015 se registraron 365 accidentes con productos químicos, que en un 16 % de los casos afectaron al medio acuático y a la calidad del agua (Figura 17).

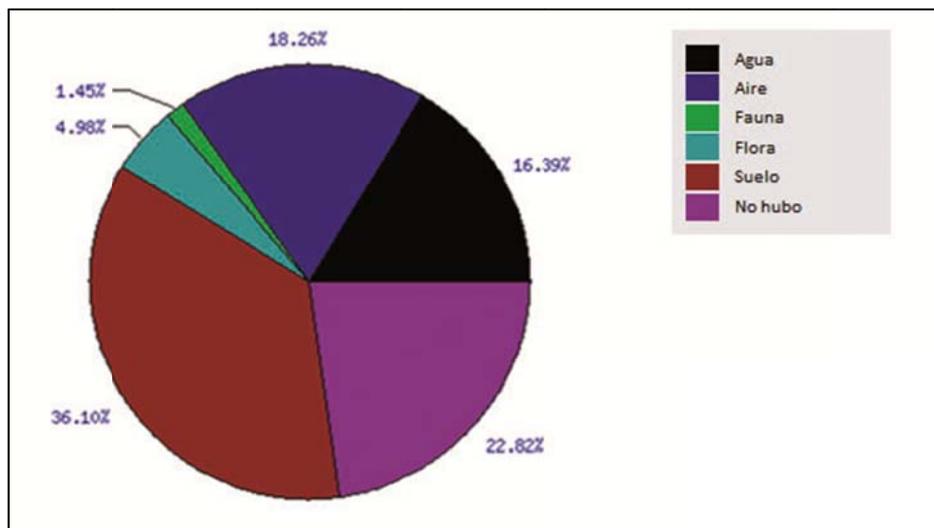


Figura 17. Gráfico de medios afectados en los casos de emergencias químicas atendidos por la CETESB en 2015 (SIEQ, 2017).

En el estado de São Paulo, la CETESB es también la institución que se ocupa de los casos de mortandad de peces. Tales eventos se deben normalmente a cambios en la calidad del agua, por ejemplo, a una reducción de las concentraciones de oxígeno disuelto o del pH. Sin embargo, no siempre es posible identificar sus causas o las fuentes de contaminación que causan tales cambios. En 2015, se registraron 148 casos de mortandad de peces u otros organismos acuáticos.

El gráfico de la Figura 18 presenta la evolución en el número de casos de mortandad de peces en el periodo de 2010 a 2015, según las tendencias registradas por la Unidad de Gestión de los Recursos Hídricos, UGRHI (Agropecuaria, En industrialización, Industrial y Conservación). El mayor número de casos registrados en 2014 puede deberse a la sequía que hubo ese año.

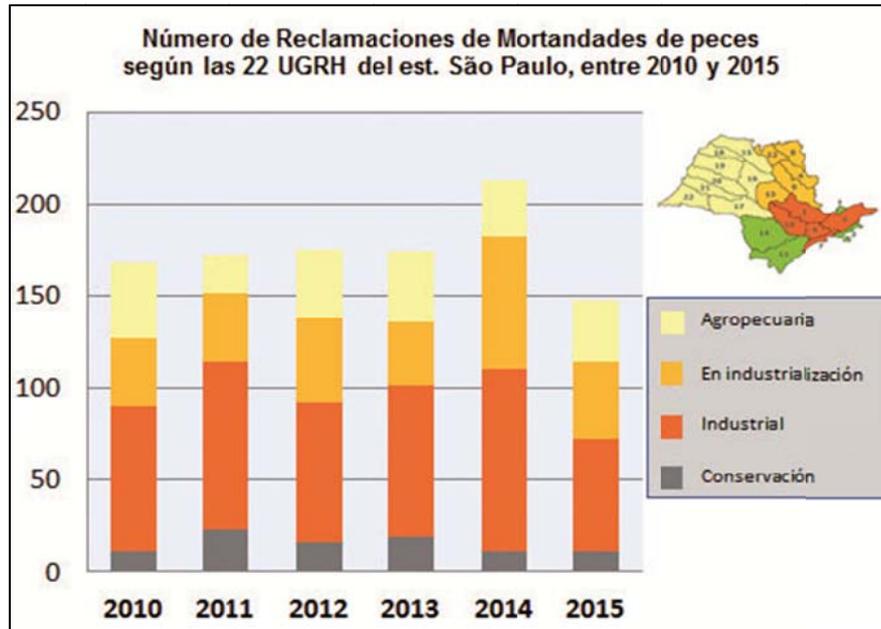


Figura 18. Evolución del número de casos registrados de mortandades de peces entre 2010 y 2015 (CETESB, 2016).

Las causas de las mortandades de peces registradas en 2015 pudieron identificarse en un 76 % de los casos, y fueron la baja concentración de oxígeno disuelto, la presencia de contaminantes, aguas residuales domésticas y sustancias tóxicas, y la floración de algas o cianobacterias potencialmente tóxicas (Figura 19).

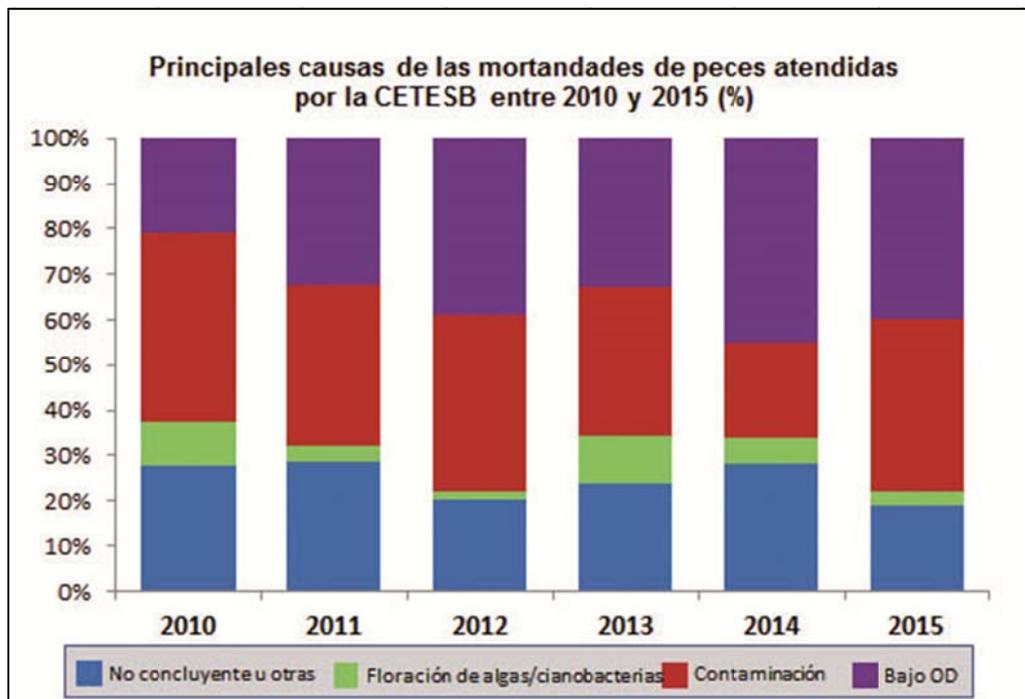


Figura 19. Proporción entre las causas de los casos de mortandad de peces atendidos entre 2010 y 2015 por la CETESB (CETESB, 2016).

Tengan o no como consecuencia una mortandad de peces, cualquier emergencia (derrame accidental de productos o vertido de efluentes fuera de los patrones establecidos por la Resolución CONAMA 357 de 2005) debe ser atendida de la forma más rápida posible para poder identificar la intensidad de las alteraciones provocadas en el agua y tomar las medidas de control adecuadas.

II. Actividades de fiscalización

Las principales acciones de fiscalización relacionadas con la calidad de los cuerpos de agua son el análisis de conformidad de los efluentes vertidos en relación con los estándares legales vigentes y la verificación de la conducción de los efluentes y las aguas de lluvia a redes de drenaje adecuadas.

La conducción adecuada de los efluentes y las aguas de lluvia en una industria u otra empresa es importante para proteger los cuerpos de agua, así como los sistemas de tratamiento de efluentes. Eso se debe a que en Brasil se ha adoptado normalmente el sistema separador, es decir, separar las aguas de lluvia en líneas de drenaje independientes. Estas no son dirigidas a las estaciones de tratamiento de aguas residuales, sino a los cuerpos de agua superficiales. Solo se envían a los sistemas de tratamiento los efluentes. Sin embargo, hay países que adoptan el sistema combinado, que es aquel en que las aguas de lluvia se envían junto con las aguas residuales a las PTAR (Figura 20).

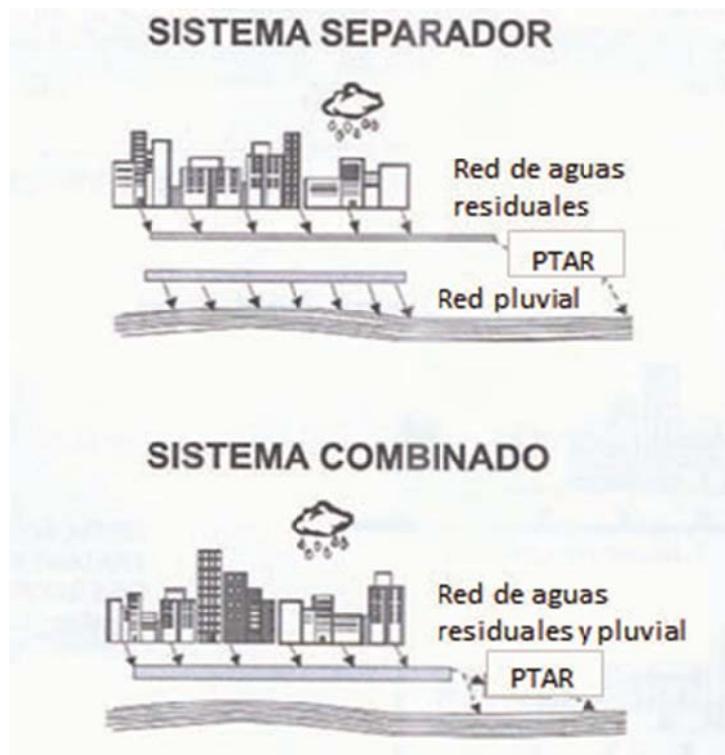


Figura 20. Los sistemas de conducción separador y combinado (Von Sperling 2005).

Así, en la fiscalización de las industrias u otras empresas, es necesario verificar si las aguas de lluvia se conducen de manera adecuada, o sea, observar que las que no entren en contacto con ningún tipo de efluente industrial sean dirigidas adecuadamente a la red de drenaje pluvial. Si el agua de lluvia pasa por áreas industriales, entrando en contacto con contaminantes, como aceites y grasas, debe ser conducida a la red de aguas residuales, que ha de estar conectada con un sistema de tratamiento, de la propia industria o de la concesionaria responsable.

Con relación al análisis de conformidad de los efluentes vertidos, las resoluciones CONAMA 357, de 2005, y 430, de 2011, disponen sobre la clasificación de los cuerpos de agua y las condiciones y estándares de vertido de efluentes en Brasil, respectivamente. La industria o cualquier otra empresa que gestione efluentes líquidos debe respetar el estándar de calidad del curso de agua, en función de su clasificación, en cuanto al estándar de emisión, es decir, que deben recogerse muestras del efluente y del cuerpo de agua en las actividades de fiscalización. En el cuerpo de agua, deben recogerse muestras aguas arriba de las fuentes de polución, que también pueden ser difusas (Figura 21), y aguas abajo de ellas, teniendo en cuenta la zona de mezcla. De acuerdo con la Resolución CONAMA 430 de 2011, la zona de mezcla se define como la región del cuerpo receptor, estimada con base en modelos teóricos aceptados por el órgano ambiental competente, que se extiende desde el punto de vertido del efluente y está delimitada por la superficie en que se alcanza el equilibrio de mezcla entre los parámetros físicos y químicos, así como el equilibrio biológico del efluente y los del cuerpo receptor, y que es específica para cada parámetro. Podrán admitirse concentraciones de sustancias que no sigan los estándares de calidad establecidos para el cuerpo receptor, siempre y cuando no comprometan los usos previstos para el mismo.



Figura 21. Fuentes de polución puntual y difusa y ejemplos de puntos para muestreo de agua (adaptado de Von Sperling 2005).

III. Análisis de tendencias

La evaluación de la calidad del agua dulce se complementa mediante análisis temporales y espaciales que hacen posible la configuración de tendencias para los parámetros analizados. El análisis temporal de un cuerpo de agua posibilita identificar los tramos más críticos en términos de alteración de la calidad del agua.

Por ejemplo, el Informe de Calidad de Aguas Interiores de la CETESB de 2007 (CETESB, 2008) presentó un estudio que permitió evaluar la eficacia del Proyecto de Descontaminación del Río Tietê, que fue implantado y está en actividad desde 1992. La metodología adoptada para la evaluación espacial consideró las medias de las variables de calidad DBO_{5,20}, nitrógeno amoniacal, fósforo total, níquel y zinc, relativas a 2007, y para la evaluación temporal se utilizaron las medias anuales de los diez años anteriores, lo que permitió calcular la tendencia por análisis de regresión lineal. La coloración de las barras indica la tendencia de la variable a lo largo de los últimos diez años: verde (mejora), rojo (empeoramiento), amarillo (sin cambios) y gris (no calculada) (Figura 23 a 27).

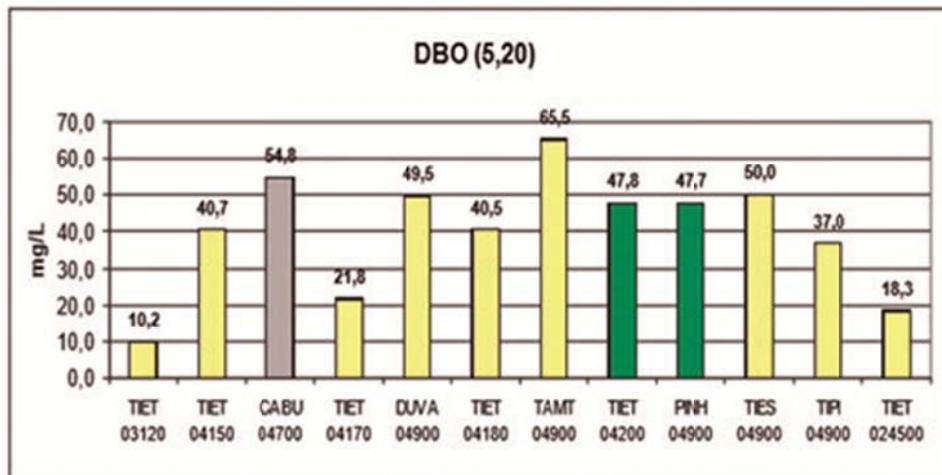


Figura 22. Media de DBO_{5,30} (2007) y tendencia de los diez años anteriores (CETESB, 2008).

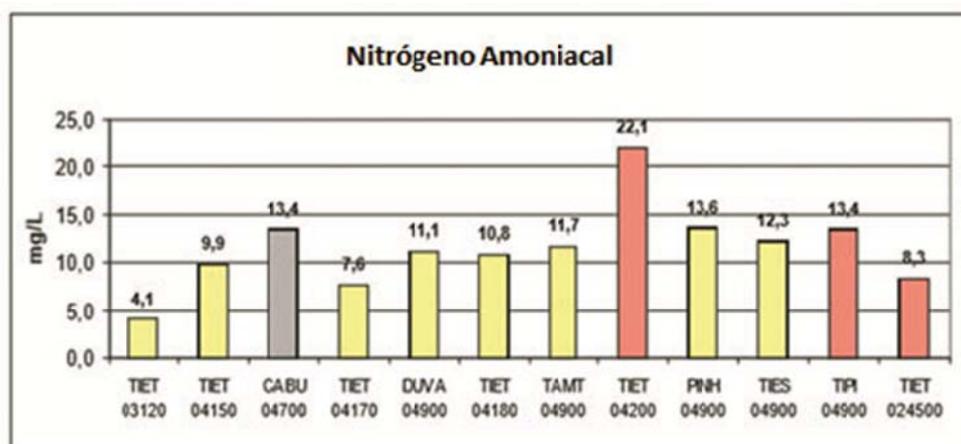


Figura 23. Media de nitrógeno amoniacal (2007) y tendencia de los diez años anteriores (CETESB, 2008).

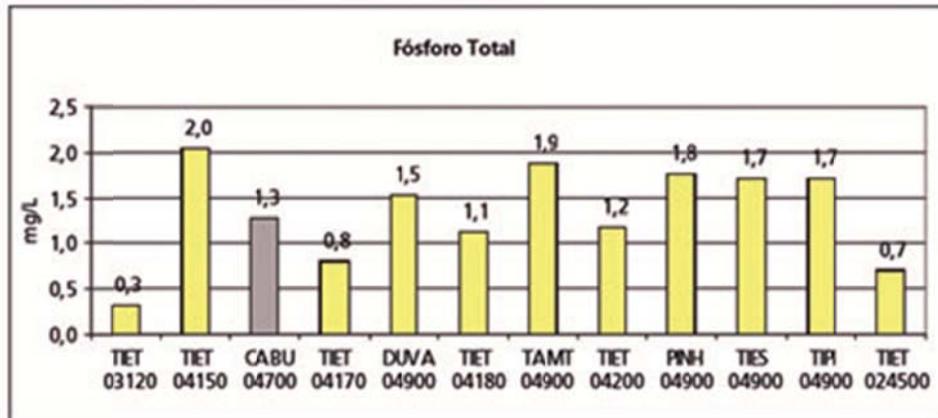


Figura 24. Media de fósforo total (2007) e tendência de los diez años anteriores (CETESB, 2008).

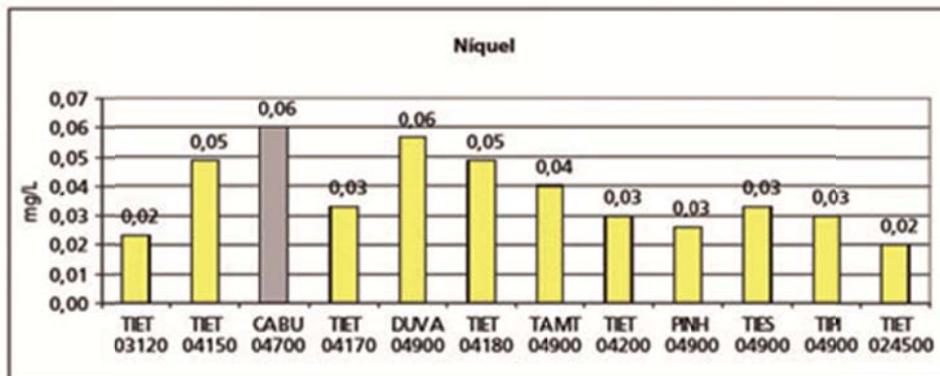


Figura 25. Media de níquel (2007) e tendência de los diez años anteriores (CETESB, 2008).

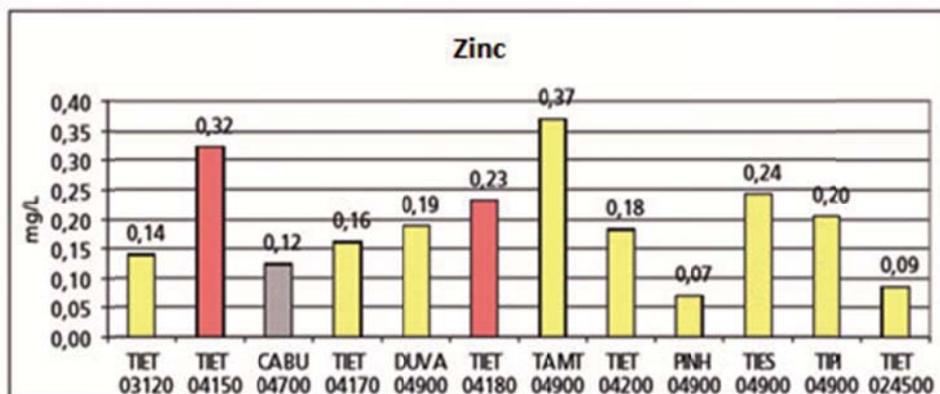


Figura 26. Media de zinc (2007) e tendência de los diez años anteriores (CETESB, 2008).

El río Tietê, en la mayor parte de su trayecto en la cuenca del Alto Tietê, es clasificado como de Clase 4 por el [Decreto Estatal 10.755/77](#) y, por lo tanto, no tiene límites máximos establecidos para las variables analizadas. Sin embargo, las alteraciones de

los valores de esas variables en el espacio y el tiempo permitieron evaluar el comportamiento del cuerpo de agua frente a las acciones de saneamiento ambiental.

IV. Evaluación de impactos

La alteración de la calidad de las aguas es un impacto ambiental negativo derivado de diversos tipos de actividad, como industrias, carreteras, rellenos sanitarios, plantas de tratamiento de aguas residuales, y se da especialmente en las etapas de construcción y de operación del proyecto.

En una matriz para la identificación de impactos potenciales para proyectos de líneas de transmisión y subestaciones de energía eléctrica, por ejemplo, se puede considerar como impacto potencial la alteración en la calidad de las aguas superficiales en las etapas de preconstrucción, construcción, posconstrucción y operación.

En la secuencia de actividades de un estudio de impacto ambiental, los estudios de base, o diagnóstico ambiental, permiten obtener las informaciones necesarias para identificar y prever los impactos de un proyecto para su posterior evaluación. En la evaluación de la calidad del agua de un río, se debe tener en cuenta su variación sazonal, tanto para la elaboración de un plan de muestreo como para el levantamiento de datos secundarios. En la Figura 27 (ejemplo hipotético) se puede observar el comportamiento natural de un parámetro ambiental a lo largo del tiempo. Si en la elaboración de un estudio de base no se considera la variación sazonal, se puede utilizar como referencia el valor de T1 y sobreestimar el valor de T2 como impacto.

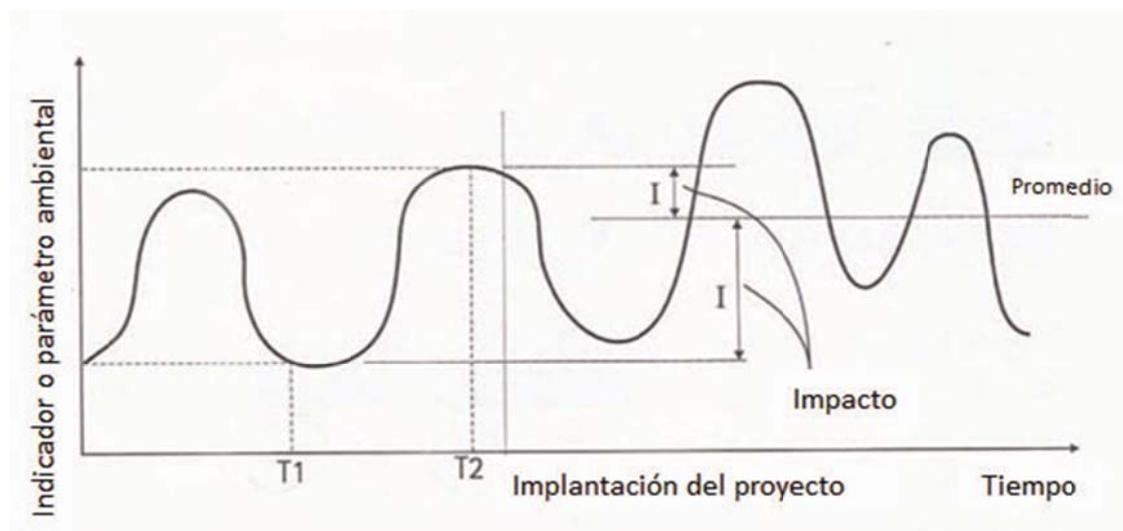


Figura 27. Ejemplo hipotético de variación de un parámetro de calidad a lo largo del tiempo (SANCHEZ, 2006).

V. Análisis de conformidad a los estándares legales

En función de los usos previstos, la Resolución CONAMA 357 de 2005 diferencia las aguas del territorio brasileño en aguas dulces, que son las que poseen una salinidad por debajo del 0,05 %, aguas salobres, con una salinidad de entre 0,05 % y 3 %, y aguas salinas, que presentan una salinidad de más del 3 %.

Con relación a las aguas dulces, dicha resolución establece 5 clases: Clase Especial, Clase 1, Clase 2, Clase 3 y Clase 4, siendo la Clase Especial la que presupone unos usos más nobles, como el abastecimiento para el consumo humano y la preservación del equilibrio natural de las comunidades acuáticas, y la Clase 4 la que presupone usos menos nobles. La clasificación de los cursos de agua puede entenderse como el establecimiento de la meta de calidad del agua que se ha de alcanzar o mantener en un segmento de cuerpo de agua en función de los usos pretendidos. Este [vídeo](#) producido por la ANA permite comprender mejor los objetivos de la clasificación de los cuerpos de agua.

Para cada una de las clases, se establece un nivel de calidad que hay que alcanzar o mantener en el cuerpo de agua que garantice los usos previstos. La calidad se evalúa a partir del cumplimiento de los límites establecidos por la resolución para cada parámetro de calidad, desde los convencionales, como el oxígeno disuelto, la turbidez y la demanda bioquímica de oxígeno, hasta los contaminantes tóxicos, como productos fitosanitarios y metales. La Resolución CONAMA 357 de 2005 también establece estándares para el vertido de efluentes, y fue complementada y alterada por la Resolución CONAMA 430 de 2011.

Los estándares de calidad y los estándares de vertido tienen como objetivo la preservación del cuerpo de agua. Al verter un efluente a un cuerpo de agua hay que respetar simultáneamente los estándares de vertido y los estándares del cuerpo receptor, en función de su clasificación. Si el efluente cumple los estándares de vertido, pero no los de calidad del cuerpo de agua receptor, el órgano ambiental habrá de establecer límites más restrictivos para el efluente.

Además de las resoluciones CONAMA 357 y 430, siempre deben consultarse las legislaciones estatales y municipales, pues pueden establecer límites más restrictivos o contener parámetros adicionales, tal como sucede con la deliberación normativa conjunta [COPAM/CERH-MG n.º 1, de 5 de mayo de 2008](#), que establece límites para sólidos en suspensión totales, un parámetro que no está incluido en la Resolución CONAMA.

Perguntas:

- 1) ¿Existe en su país alguna ley, resolución o normativa que establezca una clasificación de cuerpos de agua? ¿Cuántas clases hay y cuáles son?
- 2) ¿Cuáles son los límites mínimos establecidos para oxígeno disuelto? ¿Se expresan en mg/L o en porcentaje de saturación?
- 3) En relación con la materia orgánica, la legislación brasileña establece límites solo para la DBO. ¿Existe en su país también un límite para la DQO, COT o COD?
- 4) ¿Existen casos en su país de cuerpos de agua que poseen niveles naturalmente elevados de color y turbidez? ¿Cuáles son las causas de esos casos?
- 5) ¿Existen también en su país cuerpos de agua que tengan naturalmente valores de pH elevados o reducidos en relación con el rango establecido por la legislación?
- 6) ¿Hay en su país una preocupación con la formación de trihalometanos durante el proceso de tratamiento de agua para abastecimiento público? ¿Existe algún control en el manantial, como la evaluación del potencial de formación de trihalometanos? Y en el agua tratada, ¿hay un límite para esos compuestos?
- 7) Con relación al fósforo total, ¿establece la legislación de su país límites diferentes que tengan en cuenta el tipo de ambiente acuático (lótico o léntico)?
- 8) ¿Cuáles son las variables que componen el IQA utilizado por la CETESB? ¿Se utiliza en su país también ese índice?
- 9) Con relación a la estacionalidad, ¿cómo es el régimen de lluvias en su país?

- 10) Dé un ejemplo de un caso de mortandad de peces que se haya producido recientemente en su país. Indique cuáles fueron las acciones tomadas y si se identificó la causa.

Referencias bibliográficas

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais. São Paulo: CETESB, 1993.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Consultado em abril de 2014.

_____. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, v. 148, n. 239, 14 dez. 2011. Seção 1, p. 39-46. Disponível em: <<http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=39&data=14/12/2011>>. Consultado em abril de 2014.

CETESB (São Paulo). Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2007 [recurso eletrônico] / CETESB. -- São Paulo : CETESB, 2008.

CETESB (São Paulo). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015 [recurso eletrônico] / CETESB. -- São Paulo : CETESB, 2016.

CHAPMAN, D. **Water Quality Assessments**. 2nd Ed., London, E&FN Spon, 1996. 626 pp.

DERISIO, J. C., Introdução Ao Controle De Poluição Ambiental. CETESB, 1992.

GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. COPAM. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/EFABF603/DeliberaNormativaConjuntaCOPAM-CERHno01-2008.pdf>>. Consultado em enero de 2017.

PIVELI, R. P. Curso Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas. São Paulo: CETESB, 2007.

SANCHEZ, L. H. Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/decretos/1976_Dec_Est_8468.pdf>. Consultado em abril de 2007.

SODRÉ, F.F., LOCATELLI, M.A.F., JARDIM, W.F. Occurrence of emerging contaminants in Brazilian drinking waters: a sewage-to-tap issue. *Water Air and Soil Pollution*, n. 206, p. 57-67, 2010.

Von Sperling, Marcos. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

Von Sperling, Marcos. *Estudos de Modelagem da Qualidade da Água de Rios*. 1ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

WHO. *Chemical hazards in drinking-water*. 2014. Disponível em: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/. Consultado em março de 2014.

REIS FILHO, R. W., LUVIZOTTO-SANTOS, R., VIEIRA, E. M. Poluentes Emergentes como Desreguladores Endócrinos. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, v. 2, n. 3, 2007, 283-288

INSTITUIÇÕES COLABORADORAS



INSTITUIÇÕES ORGANIZADORAS



Cooperação
**Representação
no Brasil**



**MINISTÉRIO DO
MEIO AMBIENTE**