



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA  
DE MEXICO**

---

---

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES  
CUAUTITLAN**

**ESTUDIO DE LA CALIDAD FISICOQUIMICA  
DE LAS AGUAS DEL RIO TULA**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:  
INGENIERA QUIMICA  
P R E S E N T A :  
IRMA JESSICA HERRERA TREJO**

**ASESORA: I.Q. MARGARITA ALONSO ESPINOSA**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## **Agradecimientos.**

### **A Dios.**

*Por haberme dado la vida y la gran oportunidad de llegar hasta aquí con alegrías y sacrificios, pero todas las adversidades las he superado gracias a él que siempre me cuida.*

### **A la UNAM.**

*Por haberme brindado la oportunidad de estudiar en esta institución, pues me siento muy orgullosa porque no solo me preparo para ser profesionista, sino también me hizo un mejor ser humano.*

### **A Mamá.**

*Irma J. por tú cariño, apoyo incondicional, tus preocupaciones, por la confianza en mi siempre, por el empeño y esfuerzo, tú cansancio, para que yo pudiera terminar una carrera, por ser mi mejor amiga; sin ti yo no sería nada, porque tu eres la estrella de mi vida. TE ADORO y este trabajo va por ti y para ti.*

### **A Papá.**

*Ignacio T. te agradezco todos los sacrificios que has hecho, por haberme contagiado las ganas de soñar y así poco a poco ir cumpliendo las metas. TE ADORO.*

### **A mi Hermana.**

*Diana K. hermanita mi más grande deseo, tú eres el gran premio que Dios le dio a nuestra familia, la siempre sonriente, la que siempre me defiende, eres mi más grande apoyo e impulso para que yo pudiera terminar este proyecto de vida. TE ADORO, TE AMO Y MAS...*

### **A mi Abuela.**

*Teresa a ti abue te dedico este trabajo, pues has sido mi segunda mamá, tú te has desvelado esperándome, me has enseñado que siempre tienes que buscar la superación en todos los aspectos y tú eres la raíz, el tronco y el árbol de mi vida, y yo soy el fruto. Gracias mamá Tere. TE AMO.*

### **A mi Tío Juan y a su familia.**

*Tío Juan M. y a sus hijos Pedro A., José M., Jhoanna P. y Joahana I. Los quiero mucho.*

### **A mi Tío Enrique P.**

*Por tu tiempo, paciencia, ayuda y apoyo que desde niña me has brindado. Te quiero.*

### **A Marcos.**

*Te amo y agradezco a Dios que nos conocimos, por todos estos años juntos, por tú alegría que siempre me contagias para cumplir los proyectos de vida; al igual que a tú mamá que también la quiero mucho.*

## **A mis amigos.**

**Vero** a ti que desde el Kinder hemos compartido sueños algunos cumplidos otros que nos faltan, pero siempre acompañadas de muchas alegrías, algunas caídas y así siempre hemos salido adelante. Amiga nunca te rindas. Te kiero.

**Paulette** tú siempre has creído en mi desde el día en que nos conocimos y me encanta que siempre estés donde estés; en los momentos difíciles estas conmigo; gracias por esas aventuras locas, divertidas y skandalosas que pasamos juntas. Te kiero.

**Edith, Sidney y Cesar** a ustedes por todas aquellas desveladas explicándome con mucha paciencia, por todos los buenos consejos, por el empujón que siempre me han dado. Los adoro y les agradezco por abrirme las puertas de sus casas.

**Y a todos los I.Q. 25** especialmente a **Nancy** que me siempre fuiste positiva y luchadora en todo.

**Julio I.Q. 26** Gracias por la gran amistad que me regalaste; por todas esas tardes resolviendo tareas, por tu gran sabiduría y todos los consejos que me diste. Yo siento una gran admiración por ti.

**Sandy y Roberto Q 25** Gracias por su amistad son súper buena onda. Los quiero mucho.

**Thelma y Mauricio** al inicio de este proyecto fue que los conocí y me da mucho gusto que fue también el inicio de una gran amistad. Los quiero mucho.

**Enrique M.** Gracias a ti por toda la ayuda que me diste, siempre tus consejos fueron tan acertados, para quitarme muchos miedos y llenarme de fortaleza para poder terminar muchos objetivos en mi vida.

**Doña Martita, Doña Ana y Don Florentino** Gracias porque a lo largo de todo el proyecto siempre estuvieron al pendiente de mi en todos los aspectos y se inicio una bonita amistad que espero perdure por siempre.

**Doña Yolanda y Mary** Gracias por la amistad que me regalaron, por todas aquellas tardes que pasamos juntas saboreando su rica comida y las atractivas platicas que tuvimos, son magnificas.

## **A la Profesora Margarita Alonso y al profesor Rafael Herrera.**

Gracias por su apoyo, sus conocimientos, consejos, por el tiempo que se dieron para revisar este trabajo y también por tenderle la mano a mi familia y lo más importante por hacer de mí un integrante más de su núcleo de amigos.

## **A mis Sinodales.**

Al Dr. Adolfo Obaya Valdivia, I.Q. Graciela Delgadillo García, Dr. Ricardo Paramont Hernández García y la Dra. Ines Nicolas Vázquez por todo el tiempo que se dieron para revisar la tesis.

## **A todos mis Profesores.**

También agradezco a todos los profesores, por todos los conocimientos científicos y humanos que cada uno de ellos me regalaron.

***POR MUY NEGRO QUE ESTE EL PANORAMA SIEMPRE HABRA ALGO  
QUE LO ILUMINE.***

## ÍNDICE

<b><u>INTRODUCCIÓN</u></b>	1
<b><u>OBJETIVOS</u></b>	2
<b><u>CAPITULO 1. MARCO TEÓRICO</u></b>	3
1.1. RÍO	3
1.2. ETAPAS DE UN RÍO	3
1.3. EL RÍO COMO RECURSO	4
1.4. FORMACIÓN DE UN RÍO	4
1.5. TOPOGRAFÍA	4
1.6. TIPOS DE RÍOS	5
1.6.1. Perennes	5
1.6.2. Estacionales	5
1.6.3. Transitorios	5
1.7. CUENCAS DE LOS RÍOS	5
1.8. RÍOS Y PAISAJES	6
1.9. CONTAMINACIÓN	6
1.9.1. Desechos Orgánicos	6
1.9.2. Contaminación por Sustancias Químicas	7
1.10. CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES	8
<b><u>CAPITULO 2. ANTECEDENTES HISTÓRICOS</u></b>	10
2.1. EL CASO DEL VALLE DEL MEZQUITAL	10
2.2. EL DERECHO A LAS AGUAS NEGRAS: VÍNCULOS SÓLIDOS	10
2.3. RIEGO CON AGUAS NEGRAS	12
2.4. PRODUCCIÓN EN EL VALLE DEL MEZQUITAL	14
<b><u>CAPITULO 3. PRUEBAS FÍSICOQUÍMICAS APLICADAS</u></b>	15
3.1. pH	15
3.1.1. Consideraciones Generales	15
3.2. TEMPERATURA	15
3.2.1. Consideraciones Generales	15

<b>3.3. CONDUCTIVIDAD</b>	16
3.3.1. Consideraciones Generales	16
<b>3.4. COLOR</b>	17
3.4.1. Consideraciones Generales	17
3.4.2. Método de Determinación	18
3.4.3. Soluciones de Color Estándar	19
3.4.4. Métodos Aplicables a Aguas de Desechos de la Industria y el Hogar	19
3.4.5. Interpretación y Aplicación de Datos de Color	20
3.4.6. Principio del Método Espectrofotométrico	20
3.4.7. Aplicación del Método Espectrofotométrico	21
3.4.8. Interferencias	21
<b>3.5. ALCALINIDAD</b>	21
3.5.1. Consideraciones Generales	21
3.5.2. Método Determinante de Alcalinidad	22
3.5.3. Coagulación Química	23
3.5.4. Capacidad Amortiguadora	23
3.5.5. Desechos Industriales	23
3.5.6. Principio del Método de Titulación	23
3.5.6.1. Puntos Finales	24
3.5.6.2. Interferencias	24
<b>3.6. DUREZA</b>	24
3.6.1. Consideraciones Generales	24
3.6.2. Causa y Fuente de Dureza	25
3.6.3. Tipos de Dureza	26
3.6.3.1. Dureza de Calcio y Magnesio	26
3.6.4. Aplicación de Datos de Dureza en la Práctica de Ingeniería Ambiental	26
3.6.5. Método Titulométrico de EDTA	27
3.6.5.1. Interferencia	28
<b>3.7. OXÍGENO DISUELTO</b>	28
3.7.1. Consideraciones Generales	28
3.7.2. Importancia Ambiental de Oxígeno Disuelto	31
3.7.3. Lista de Muestras para la Determinación de Oxígeno Disuelto	32

3.7.4. Elección del Reactivo Estándar para Mediciones de Oxígeno Disuelto	33
3.7.5. Método de Determinación de Oxígeno Disuelto	33
3.7.5.1. El Método Winkler	34
3.7.5.2. La Modificación Azida al Método Winkler	35
<b>3.8. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO</b>	<b>36</b>
3.8.1. Consideraciones Generales	36
3.8.2. La Naturaleza de la Reacción de DBO	38
3.8.3. Método de Medición de DBO	39
3.8.3.1. Método Directo	39
3.8.3.2. Método de Dilución	40
3.8.3.3. El Agua de Dilución	40
3.8.3.4. La Necesidad de Blancos	42
3.8.3.5. Desechos de Dilución	42
3.8.3.6. Frascos de Incubación	42
3.8.3.7. Oxígeno Disuelto Inicial	42
3.8.3.8. Cálculo de DBO	43
3.8.4. Aplicación de Datos de DBO	43
<b>3.9. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO</b>	<b>44</b>
3.9.1. Consideraciones Generales	44
3.9.2. Historia de la Prueba de DQO	45
3.9.3. Medida del Exceso del Agente Oxidante	46
3.9.4. Blanco	46
3.9.5. Interferencias Inorgánicas	46
3.9.6. Aplicación de Datos de DQO	47
3.9.7. Determinación de la DQO para Aguas Superficiales y de Desechos con un Micro Análisis - Semi – Automatizado	47
3.9.8. Método de HASH	48
<b>3.10. SÓLIDOS</b>	<b>49</b>
3.10.1. Consideraciones Generales	49
3.10.1.1. Sólidos Disueltos y No Disueltos	50
3.10.1.2. Sólidos Volátiles y Fijos	50
3.10.1.3. Sólidos Sedimentables	51

3.10.2. Sólidos Totales o Residuales en Evaporación	52
3.10.3. Materia Disuelta y Suspendida	52
3.10.4. Sólidos Suspendidos	53
3.10.5. Determinaciones Aplicables para Desechos Industriales	53
3.10.6. Interferencias de Sólidos Totales	54
3.10.7. Interferencias de Sólidos Totales Suspendidos	54
<b>3.11. CLORURO</b>	<b>55</b>
3.11.1. Consideraciones Generales	55
3.11.2. Importancia de los Cloruros en Salud Pública	56
3.11.3. Método de Mohr o Argentométrico	56
3.11.4. Aplicación de la Información de Cloruros	57
3.11.5. Principio del Método Argentométrico	58
3.11.6. Interferencias del Método Argentométrico	58
<b>3.12. SÍLICE</b>	<b>58</b>
3.12.1. Consideraciones Generales	58
3.12.2. Principio del Método del Molibdosilicato	59
3.12.2.1. Interferencias	59
<b>3.13. GRASAS Y ACEITES</b>	<b>60</b>
3.13.1. Consideraciones Generales	60
3.13.2. Medida de Grasas y Aceites	61
3.13.3. Método de Análisis	61
3.13.3.1. Agua de Desechos	61
3.13.4. Principio del Método de Partición – Gravimetría	62
3.13.4.1. Interferencia	62
<b>3.14. FOSFATO</b>	<b>63</b>
3.14.1. Consideraciones Generales	63
3.14.2. Suministros de Agua	63
3.14.3. Tratamiento de Agua de Desechos	63
3.14.4. Método de Determinación de Fosfato	64
3.14.4.1. Ortofosfato	64
3.14.4.2. Polifosfato	65
3.14.5. Interferencia	65
<b>3.15. SURFACTANTES</b>	<b>66</b>

3.15.1. Consideraciones Generales	66
3.15.2. Precauciones Analíticas	67
3.15.3. Principio del Método Surfactantes Aniónicos como SAAM	67
<b>3.16. NITRÓGENO</b>	<b>68</b>
3.16.1. Consideraciones Generales	68
3.16.2. Un Indicador de Calidad Sanitaria	70
3.16.3. Oxidación en Ríos y Estuarios	71
3.16.4. Nitrógeno Amoniacal	71
3.16.4.1. Nesslerización Directa	72
3.16.4.2. Por Destilación	72
3.16.4.3. Interferencias	73
3.16.5. Nitrógeno Orgánico	74
3.16.5.1. Interferencias	75
<b><u>CAPITULO 4. ANÁLISIS DE METALES</u></b>	<b>77</b>
<b>4.1. DETERMINACIÓN POR ESPECTROMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA DE LLAMA</b>	<b>77</b>
4.1.1. Interferencia	77
<b>4.2. CADMIO (Cd)</b>	<b>78</b>
<b>4.3. CROMO (Cr)</b>	<b>79</b>
<b>4.4. HIERRO (Fe)</b>	<b>79</b>
<b>4.5. MERCURIO (Hg)</b>	<b>80</b>
<b>4.6. MANGANESO (Mn)</b>	<b>81</b>
<b>4.7. NÍQUEL (Ni)</b>	<b>81</b>
<b>4.8. PLOMO (Pb)</b>	<b>81</b>
<b>4.9. ZINC (Zn)</b>	<b>82</b>
<b><u>CAPITULO 5. PUNTOS DE MUESTREO</u></b>	<b>83</b>
<b>5.1. MUNICIPIO DE TULA DE ALLENDE, HIDALGO</b>	<b>83</b>
<b>5.2. LOCALIZACIÓN DEL RÍO TULA</b>	<b>83</b>
<b>5.3. CIUDAD COOPERATIVA CRUZ AZUL (1er Punto)</b>	<b>86</b>
<b>5.4. SAN MARCOS (2do Punto)</b>	<b>87</b>
<b>5.5. SALIDA DEL EMISOR DE PEMEX</b>	<b>87</b>

5.5.1. ANTES DE LA SALIDA DEL EMISOR DE PEMEX (3er Punto)	88
5.5.2. DESPUÉS DE LA SALIDA DEL EMISOR DE PEMEX (4to Punto)	89
5.6. SALIDA DEL RÍO ROSAS	89
5.6.1. ANTES DE LA SALIDA DEL RÍO ROSAS (5to Punto)	90
5.6.2. DESPUÉS DE LA SALIDA DEL RÍO ROSAS (6to Punto)	90
<b><u>CAPITULO 6. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS</u></b>	91
6.1. pH	92
6.2. TEMPERATURA	93
6.3. CONDUCTIVIDAD	94
6.4. COLOR	95
6.5. ALCALINIDAD DE FENOLFTALEÍNA	96
6.6. ALCALINIDAD DE ANARANJADO DE METILO	97
6.7. ALCALINIDAD TOTAL	98
6.8. DUREZA TOTAL	99
6.9. DUREZA DE CALCIO	100
6.10. DUREZA DE MAGNESIO	101
6.11. OXÍGENO DISUELTO	102
6.12. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	103
6.13. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	104
6.14. SÓLIDOS TOTALES	105
6.15. SÓLIDOS TOTALES FIJOS	106
6.16. SÓLIDOS TOTALES VOLÁTILES	107
6.17. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	108
6.18. SÓLIDOS SUSPENDIDOS FIJOS	109
6.19. SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES	110
6.20. SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES	111
6.21. SÓLIDOS DISUELTOS FIJOS	112
6.22. SÓLIDOS DISUELTOS VOLÁTILES	113
6.23. SÓLIDOS SEDIMENTABLES	114
6.24. CLORURO	115
6.25. SÍLICE	116
6.26. GRASAS Y ACEITES	117

<b>6.27. FOSFATOS</b>	118
<b>6.28. SURFACTANTES</b>	119
<b>6.29. NITRÓGENO AMONIACAL</b>	120
<b>6.30. NITRÓGENO ORGÁNICO</b>	121
<b>6.31. NITRÓGENO TOTAL</b>	122
<b>6.32. METALES</b>	123
<b><u>CAPITULO 7. DIFERENTES TIPOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS</u></b>	124
<b>7.1. PROCESO POR LODOS</b>	124
<b>7.2. PROCESO POR BIODISCOS</b>	124
<b>7.3. PROCESO POR LAGUNAS</b>	126
7.3.1. Aplicaciones	127
7.3.2. Lagunas Aerobias	128
7.3.3. Lagunas Facultativas	128
7.3.4. Lagunas Aireadas con Mezcla Parcial	128
7.3.5. Lagunas Anaerobias	129
7.3.5.1. Tratamiento Preliminar del Agua Residual	129
7.3.5.2. Diseño de Instalaciones Físicas	130
7.3.5.3. Configuración de la Laguna	130
7.3.5.4. Recirculación	131
7.3.5.5. Recubrimiento e Impermeabilización	132
7.3.5.6. Terraplenes de las Lagunas	132
7.3.5.7. Efectos Ocasionados por Acción del Viento y la Temperatura	133
7.3.5.8. Diseño Hidráulico de Laguna	133
7.3.6. Mantenimiento de Rutina	134
7.3.7. Estanques Aeróbicos y Lagunas	135
<b>7.4. ELECCIÓN DEL MÉTODO</b>	137
<b><u>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</u></b>	138
<b><u>BIBLIOGRAFÍA</u></b>	140
<b><u>APÉNDICE</u></b>	143

## **INTRODUCCIÓN**

Los ríos nos dan la vida a través del agua, son para el mundo lo que las arterias y venas para nuestro cuerpo. Son, de hecho los ecosistemas más utilizados por el hombre: los ríos proveen de agua para los usos agrícola, humano e industrial, permiten la generación de energía y son usados para fines recreativos además de tener una importancia paisajística.

En el presente trabajo se plantea la problemática de contaminación del río Tula por descargas de aguas residuales debido a los asentamientos urbanos establecidos a lo largo de este cause, cuyas corrientes alimentan a la presa Endhó, que permitió introducir canales de riego a la parte central y este del municipio, utilizados para regar campos de maíz, frijol, chile verde y alfalfa, entre otros cultivos.

Por lo cual, se presenta una serie de análisis fisicoquímicos para conocer las condiciones en las que se encuentra el río y así proponer un sistema de tratamiento que permita mejorar la calidad del agua.

El muestreo comienza en Ciudad Cooperativa Cruz Azul, continua en San Marcos, antes y después del emisor de PEMEX y finalmente antes y después del río Rosas.

Las pruebas fisicoquímicas consistieron en medición de pH, temperatura, conductividad, color, alcalinidad, dureza, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos, cloruro, sílice, grasas y aceites, fosfatos, surfactantes, nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico y por ultimo se realizo análisis de metales por espectrometría de absorción atómica de llama.

Una vez realizados todos los análisis; se compararon los siguientes procesos lodos activados, biodiscos y lagunas de oxidación de los cuales el tipo de tratamiento propuesto seria las lagunas de oxidación aeróbica ya que lo que contamina en mayor proporción es la materia orgánica, pues los metales están muy por debajo de la norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996 y no se consideran contaminantes peligrosos para el riego, además de que la inversión económica es baja y la infraestructura de la zona lo permite.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo General**

Determinar el grado de contaminación que acarrea el Río Tula, mediante diversos análisis fisicoquímicos, y cuantificar el contenido de algunos metales pesados del río.

### **Objetivos Particulares**

1. Hacer un monitoreo de las aguas residuales del Río Tula, abarcando la Ciudad Cooperativa Cruz Azul; San Marcos; antes y después del Emisor de PEMEX; antes y después del Río Rosas en el estado de Hidalgo.
2. Realizar los análisis fisicoquímicos para determinar temperatura, conductividad, pH, color, alcalinidad, dureza, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, sólidos en todas sus formas, cloruro, sílice, fosfatos, grasas y aceites, detergentes, nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico.
3. Determinar el contenido de los siguientes metales cadmio, cromo, hierro, mercurio, manganeso, níquel, plomo y zinc por espectrometría de absorción atómica de llama.
4. Proponer un sistema de tratamiento eficiente y económico para depurar las aguas anteriormente analizadas, que no solo sirva para el uso del agua con fines agrícolas sino que también dichas aguas puedan ser utilizadas para realimentar los mantos acuíferos de la región.

## **CAPITULO 1**

### **1. MARCO TEÓRICO**

#### **1.1. RÍO**

Un río es una corriente natural de agua que fluye con continuidad. Posee un caudal considerable y desemboca en el mar, en un lago o en otro río, en cuyo caso se denomina afluente. Cuando el río es corto y estrecho recibe el nombre de riacho, riachuelo o arroyo<sup>1</sup>.

#### **1.2. ETAPAS DE UN RÍO**

Desde que nace, en las montañas, hasta que desemboca en el mar, un río va cambiando poco a poco.

A veces nos cuesta reconocer al pequeño arroyo cristalino, que nació en un bosque, cuando presenciamos el ancho río de aguas profundas que desemboca en el mar.

En la primera parte de su recorrido el río empieza a descender de la montaña. Aquí el cauce es hondo y estrecho. La corriente es rápida, las aguas frías y limpias. Del fondo rocoso, la corriente desprende muchas piedras que son arrastradas aguas abajo. Al bajando, el río forma muchas caídas de agua o cataratas en los desniveles del terreno. Esta primera parte del río se llama primera etapa o etapa juvenil. Más abajo, sus aguas disminuyen la velocidad. Ahora su cauce se ensancha, forma curvas y se divide; a las orillas hay playas con arena gruesa. En el fondo del agua se observan pequeñas piedras y más arena. Esta es la segunda etapa o etapa de madurez.

El río detiene su carrera. Ahora, en terrenos planos, llega a la tercera etapa llamada etapa de vejez. Se encuentra muy cerca de su desembocadura en el mar; su cauce es ancho y sus aguas profundas y tranquilas. En esta zona se deposita todo el material que el río ha traído al bajar de las montañas, que al acumularse en sus orillas forma playas muy anchas.

Finalmente, desemboca en el mar. Poco a poco, las aguas dulces se van mezclando con el agua del mar hasta confundirse con ella.

---

<sup>1</sup> <http://es.wikipedia.org/wiki/R%C3%ADo>

### **1.3. EL RÍO COMO RECURSO**

El río siempre ha sido un recurso de mucha utilidad para el hombre. En época seca, muchos ríos proporcionan el agua necesaria para regar los cultivos. En regiones donde llueve poco, los cultivos y el pasto para el ganado dependen de esas aguas.

Pero en nuestro país, el poder de las aguas de los ríos, nos ha beneficiado aún más; se ha usado para producir energía eléctrica. Esta es la energía que nos ilumina, que mueve fábricas e industrias y que se ha hecho cada vez más necesaria en nuestros hogares<sup>2</sup>.

### **1.4. FORMACIÓN DE UN RÍO**

Los ríos pueden recibir agua de diversas fuentes. En ocasiones estas fuentes están relacionadas en forma directa o indirecta con las precipitaciones o lluvias. Muchas veces, la lluvia desciende por las pendientes formando una corriente superficial. Al concentrarse puede formar un curso de agua. Esto ocurre cuando la superficie es impermeable, es decir cuando no se filtra por el suelo, y sucede con determinados tipos de rocas. Cuando el terreno se encuentra saturado de agua, se produce una impermeabilización transitoria.

Los ríos también pueden recibir agua de los manantiales. El agua subterránea es una importante fuente fluvial, porque aporta agua sin tener precipitaciones, manteniendo un caudal constante.

Una tercera fuente es el deshielo. Los ríos de las regiones glaciares reciben más agua durante los meses de verano en que se derrite el hielo.

### **1.5. TOPOGRAFÍA**

Un río está compuesto por varias partes básicas. El inicio y cabecera del río o la fuente de donde proviene el agua, es llamado curso alto que fluye dentro del cause principal. Las corrientes menores que se unen a un río se llaman tributarios. El agua navega normalmente confinada en un canal, con un piso o lecho entre los bancos u orillas. La parte final de un río es su desembocadura.

---

<sup>2</sup> <http://www.netsalud.sa.cr/aya/club/chapt03.htm>

En las partes en donde el río fluye en áreas relativamente planas, forma meandros: establece curvas regulares pudiendo llegar a formar lagos. Al fluir el río acarrea grandes cantidades de sedimentos los que pueden dar origen a islas sedimentarias, llamadas deltas. Aquellos ríos cuya desembocadura termina en aguas salinas forma estuarios. Cuando un río desciende rápidamente sobre un terreno inclinado se forman los rápidos, saltos, cascadas o cataratas.

## **1.6. TIPOS DE RÍOS**

### **1.6.1. Perennes**

Son ríos de zonas templadas y de tropical húmeda, cuyas precipitaciones se encuentran repartidas a lo largo del año. Están constantemente reabastecidos, aunque pueden experimentar cambios estacionales y diarios en su caudal, debido a las fluctuaciones de las precipitaciones y al aporte de cada tormenta.

### **1.6.2. Estacionales**

Estos ríos son de zonas con clima tipo mediterráneo, en donde estaciones muy diferenciadas, con inviernos húmedos y veranos secos. Los ríos de zonas glaciares a veces son estacionales, ya que solamente reciben agua proveniente de ese lugar.

### **1.6.3. Transitorios**

Son los ríos de zonas con clima desértico o seco, en los cuales no hay agua durante años. Esto es debido a la poca frecuencia de las tormentas del desierto. Pero cuando existen descargas de tormenta, que muchas veces son torrenciales, los ríos surgen rápidamente y a gran velocidad.

## **1.7. CUENCAS DE LOS RÍOS**

Los ríos cortos logran fluir desde su cabecera o inicio hasta el mar sin convertirse en afluentes o tributarios de otro mayor, ni recibir agua de otros ríos. El resto de los ríos, tal vez la mayoría, forma parte de un sistema fluvial ocupando una cuenca hidrográfica.

Algunas cuencas abarcan pocos kilómetros cuadrados, en cambio la cuenca del Amazonas se extiende a lo largo de 7 millones de km<sup>2</sup>.

## **1.8. RÍOS Y PAISAJES**

Los ríos erosionan rocas y sedimentos, llegando a abrir cauces y valles, modelando el paisaje.

Los valles fluviales en general, tienen forma de V, pero esta forma se ha visto modificada a lo largo del curso del río, ampliando además su tamaño.

## **1.9. CONTAMINACIÓN**

El agua es un recurso renovable en peligro por culpa de la actividad humana. Toda el agua pura procede de las lluvias, ya antes de llegar al suelo recibe su primera carga contaminante, cuando disuelve sustancias como óxido de azufre y de nitrógeno que la convierten en lluvia ácida. Ya en el suelo, el agua discurre por la superficie o se infiltra hacia capas subterráneas. Al atravesar los campos el agua del río se carga de pesticidas y cuando pasa por ciudades arrastra productos como naftas, aceites de auto, metales pesados, etc. Los ríos muestran una cierta capacidad de deshacerse de los contaminantes, pero para eso necesitan tener de un tramo muy largo en las cuales las bacterias puedan realizar su trabajo depurador<sup>3</sup>.

Conforme crece la población humana, aumenta de igual modo la contaminación. En los últimos años se han duplicado las fábricas y las industrias, las ciudades crecen y ocupan cada vez más territorio.

En los ríos se ha vertido petróleo, aguas negras y contaminantes de todo tipo.

El hombre contamina los ríos de varias formas:

### **1.9.1. Desechos Orgánicos**

Los desechos orgánicos son aquellos que se degradan; es decir, se descomponen. La basura de nuestras casas tienen muchos restos orgánicos como sobrantes de verduras, frutas o de carnes.

---

<sup>3</sup> <http://es.wikipedia.org/wiki/R%C3/ADo>

En nuestro país los ríos están contaminados gravemente con agua de las industrias.

La contaminación orgánica provoca que el oxígeno se acabe. Los desechos orgánicos son degradados por microorganismos, principalmente bacterias, quienes consumen oxígeno al hacer esta tarea.

Las aguas de cloaca, es decir, las aguas negras, también provocan contaminación por materia orgánica en el agua. Al caer en los ríos las aguas negras provocan falta de oxígeno y transmiten enfermedades.

La mayoría de los ríos en la República Mexicana están contaminados por aguas negras.

### 1.9.2. Contaminación por Sustancias Químicas

Existen sustancias de origen químico que contaminan y envenenan las aguas: el aceite, el petróleo, gasolina, detergentes no biodegradables, fertilizantes, plaguicidas y algunos metales.

La contaminación química dura mucho tiempo. Cuando metales como el plomo de la gasolina o el mercurio se vierten al agua no pueden ser eliminados por procesos naturales (no se descomponen); entonces terminan por matar no sólo a los peces y al resto de la fauna acuática, sino también a los microorganismos que realizan la descomposición como las bacterias.

Es importante aclarar que la cloración del agua es eficaz en el control de transmisiones de las enfermedades bacterianas, lo que no ocurre con las víricas debido a la resistencia de los virus. Los parásitos, si están enquistados o contenidos en el interior de organismos más grandes, son más resistentes a la cloración<sup>4</sup>.

**Tabla 1.9.1. Algunos ejemplos de efectos que causa en la salud el consumo de agua contaminada.**

<b>Contaminante</b>	<b>Plantas acuáticas</b>	<b>Animales acuáticos</b>	<b>Animales terrestres</b>	<b>Ser humano</b>
<i>Ácido (sulfúrico, clorhídrico, nítrico, etc)</i>	Daña los tejidos externos. Los mata.	Queman sus epitelios externos, los mata.	Irrigación de las mucosas del aparato digestivo.	Irrigación de las mucosas del aparato digestivo.

<sup>4</sup> [http://www.uson.mx/medios\\_informativos/derecologico/toxico/anegras.shtml](http://www.uson.mx/medios_informativos/derecologico/toxico/anegras.shtml)

<i>Fertilizantes</i>	Provocan excesivo desarrollo de plantas y algas acuáticas.	Los matan por intoxicación o asfixia.	Los intoxican y les producen enfermedades gastrointestinales.	Los intoxican y les producen enfermedades gastrointestinales.
<i>Detergentes</i>	Les producen daños semejantes a los producidos por los fertilizantes.	Los mata por intoxicación o asfixia.	Daños digestivos.	Daños digestivos.
<i>Desechos Orgánicos (como Heces fecales y resto de comida)</i>	Los dañan en forma similar a los fertilizantes.	Le causan enfermedades a causa de microorganismos.	Infecciones y parasitosis.	Infecciones y parasitosis.

## 1.10. CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

Diversas son las fuentes que originan las aguas residuales dado que el agua, además de servir como elemento vital para el hombre, es también utilizada como medio de transporte para diversas actividades. Inciden básicamente en el origen de las aguas residuales los residuos líquidos del quehacer habitacional, del comercio e instituciones, las aguas de lluvia y aguas de napas subterráneas y muy destacadamente, los residuos humanos y animales y los residuos industriales líquidos. Las aguas residuales pueden ser clasificadas en los siguientes tipos:

1. **Residuos del Quehacer Habitacional:** Se producen estos en la utilización de baños, cocina y lavado, los cuales contienen materiales saponosas, detergentes, restos de alimentos y alimentos sintéticos.
2. **Residuos Humanos y Animales:** Consisten éstos básicamente en desechos fecales y orina, los que pueden transportar organismos patógenos que afectan la salud humana.

3. **Residuos Industriales Líquidos (RILES):** Son un sinnúmero los elementos que las industrias disponen en las redes de alcantarillado tales como, metales, productos químicos y elementos sólidos, todos con serios efectos nocivos.

4. **Aguas Lluvias:** Al derivar hacia los alcantarillados arrastran gran cantidad de arena, hojas, y ramas de árboles, pasto y otros elementos que se combinan con los otros residuos líquidos.<sup>5</sup>

---

<sup>5</sup> [http://www.aguamarket.com/temas\\_interes/026.asp](http://www.aguamarket.com/temas_interes/026.asp)

## **CAPITULO 2**

### **2. ANTECEDENTES HISTÓRICOS**

#### **2.1. EL CASO DEL VALLE DEL MEZQUITAL EN MÉXICO**

El Valle del Mezquital ocupa la parte sur occidental y central del estado de Hidalgo, al nororiente de la ciudad de México y es el límite más sur oriental de los amplios territorios áridos que se extienden por el norte y noroeste mexicano. La parte irrigada esta organizada en dos distritos de riego: el 03 y 100, que utilizan una red de canales principales y presas organizados principalmente a partir del abasto que reciben de las aguas desalojadas por el área metropolitana de la capital federal.

La última década del siglo XIX es propiamente el momento en que arranca la construcción de la relación de la ciudad de México con el Mezquital como un vínculo de aprovisionador de aguas negras. Por una parte porque se concluye el primer túnel de Tequixquiac, que tendrá un mayor éxito que el Tajo de Nochistongo para abrir en forma artificial la cuenca del Valle de México y conectarla a la cuenca del río Tula. Y por el otro, porque por primera vez el sistema fue diseñado, no para evacuar las aguas de las crecidas en época de lluvias, sino para alejar de manera sistemática las aguas de desecho de la ciudad. En ese momento se construye una relación regular, permanente, de largo plazo. Con esta concepción, el Mezquital será destino de un flujo continuo de aguas negras: el líquido que desecha después de utilizar la ciudad de México en su vida diaria.

#### **2.2. EL DERECHO A LAS AGUAS NEGRAS: VÍNCULOS SÓLIDOS**

Concluido el movimiento armado de 1910 y acicateado por la demanda de los grupos de agricultores locales que estaban dirigidos por liderazgo corporativos del partido oficial, quienes a su vez buscaban acomodo a todos los niveles del nuevo gobierno, el ejecutivo federal buscó salidas para ampliar el área irrigada a partir de la década de los treinta. Ese papel lo jugó un acuerdo firmado por el presidente Manuel Ávila Camacho en 1942, en el que se reconocía que el Mezquital era una de las principales fuentes de abastecimiento de productos agrícolas para la capital de la república y cualquier disposición que sea encaminada al aumento de la producción de dicho distrito reportará un beneficio bastante sensible, tanto para los usuarios del mismo, como para la economía general del país. Por

esa razón se decidió aumentar el volumen de aguas negras concedido de 130 m<sup>3</sup> en el estiaje a 154 durante las lluvias.

Debido al seguro crecimiento del servicio de drenaje de la ciudad de México y al aumento del gasto de agua de los habitantes de la capital, prácticamente se aceptó que el distrito apostaría siempre de volúmenes crecientes de líquidos para riego agrícola. Esta es una condición verdaderamente privilegiada con relación a todos los demás distritos de riego, que más que certidumbre de crecer en recursos hidráulicos, tiene siempre la sensación de poder perderlos.

Al terminarse el túnel de Tequixquiac se empezó la construcción de los vínculos de agua entre la ciudad de México y el Mezquital y con el acuerdo firmado por Ávila Camacho, esos vínculos se consolidaron. Las ampliaciones posteriores del volumen de aguas negras recibidas y del área irrigada fueron el desarrollo de una tendencia marcada con claridad por este documento. En la Tabla 2.2.1. se pueden ver los cambios registrados en la superficie total con riego en el Valle del Mezquital, gracias a las aguas negras de la ciudad de México:

**Tabla 2.2.1. Crecimiento en la superficie irrigada en el Valle del Mezquital 1931 – 1990.**

<b>Año</b>	<b>Superficie ha.</b>
1931	12,000
1962	25,000
1971	70,000
1990	90,000

Con la construcción y puesta en marcha del drenaje profundo creció la captación del sistema de desagüe de la capital, lo que permitió mantener una mayor cantidad de recursos hidráulicos disponibles. Los siguientes datos permiten comparar el crecimiento del volumen de aguas negras que ingresaban al Mezquital.

**Tabla 2.2.2. Volumen de agua desalojada por la ciudad de México que ingresó al Valle del Mezquital.1901 – 1991.**

<b>Año</b>	<b>Volumen de Agua en m<sup>3</sup></b>
1901	103
1907	154
1920 – 37	238 promedio anual
1938	284
1939	384
1940 – 51	297 promedio anual
1951 – 58	463 promedio anual
1991	1321

### **2.3. RIEGO CON AGUAS NEGRAS**

Aunque en el inicio de la relación, la iniciativa estuvo en el gobierno federal y en la ciudad de México, los actores locales del Mezquital jugaron un papel bastante activo. Desde los concesionarios de las aguas negras y blancas que construyeron las partes medulares del sistema de riego, que todavía hoy siguen siendo centrales, hasta los campesinos que en el periodo posrevolucionario pidieron el agua, se organizaron y construyeron las alianzas políticas con sus líderes locales para asegurarse el beneficio de una buena relación con el gobierno central que terminó asegurándoles el usufructo de volúmenes creciente de aguas negras desalojados por la ciudad de México.

En todo ese proceso, la relación apareció como mutuamente benéfica. Incluso la calidad del agua, como agua negra, fue bien vista para incrementar los rendimientos de los cultivos. Si la ciudad dejaba correr el agua que no bebería, nadie parecía resultar perjudicado. La ciudad ganaba alejando el agua que podía generar enfermedades entre sus habitantes, el Mezquital ganaba obteniendo un recurso valioso para la agricultura, tanto por su cantidad como por su calidad fertilizadora; incluso ganaba el ambiente, pues al pasar por las parcelas el líquido se limpiaba, disminuyendo la contaminación de los cuerpos de agua que la recibirían al final.

Cuando la ciudad de México empezó a construir plantas de tratamiento, las autoridades planearon limpiar el agua para volver a utilizarla dentro de la propia ciudad,

para regar jardines, abastecer algunos procesos industriales y llenar lagunas, pero no consideraron necesario y urgente limpiar el agua que salía del Valle de México.

Para 1994 por ejemplo, la zona metropolitana del Valle de México tenía 27 plantas de tratamiento de aguas residuales: 13 en el Distrito Federal y 14 en el Estado de México. Las que existen en el D.F. trabajan a un 55% de su capacidad y la mitad de las del Estado de México operaban por abajo del 50% de su rendimiento. Todas juntas sólo tratan el 9% de las aguas de desecho, el 91% restante salen del Valle de México sin tratamiento alguno.

En estas condiciones, lo que en un principio apareció como la mejor salida para todas las partes involucradas, sólo acumuló una tensión que en 1991 se manifestó con el temor de que la producción hortícola con aguas negras favoreciera la propagación de una gran epidemia. Los avances técnicos que se registraron en el mundo sobre la relación entre enfermedades infectocontagiosas y uso agrícola de aguas negras, las nuevas formas de tratamiento de aguas residuales, la importancia de garantizar una buena cantidad de las aguas reutilizadas en la agricultura y el papel de una apropiada regulación jurídica sobre el uso de las mismas, simplemente fue ignorado por las autoridades en México con respecto al riego agrícola con aguas negras en el Mezquital.

Entre julio y diciembre de 1991, las autoridades locales, estatales y federales, tuvieron que reconocer que en el Valle del Mezquital se cultivaban hortalizas con aguas negras crudas, practica prohibida casi en todos los países donde se reutilizan aguas residuales en la agricultura; aunque insistían en señalar que era una superficie relativamente pequeña la que se destinaba para el cultivo de hortalizas que se consumen crudas, el problema adquiriría una dimensión mayor porque los campesinos las consideraban fundamentales en su estrategia productiva<sup>6</sup>.

Un estudio llevado a cabo en 1994 en Israel demostró que los cultivos irrigados con efluentes de aguas residuales municipales contenían una carga de microorganismos alta; los vegetales resultaron ser los más vulnerables, lo cual representa un riesgo para la salud pública, ya que ese tipo de alimentos se consumen crudos.

En el caso del Valle del Mezquital por varios años se ha irrigado con aguas residuales crudas; este exceso de irrigación ha recargado los mantos acuíferos que se utilizan como agua potable. Análisis específicos indican un mal tratamiento de purificación y representan un riesgo potencial para enfermedades, principalmente de tipo gastrointestinal.<sup>7</sup>

---

<sup>6</sup> <http://www.colsan.edu.mx/investigacion/aguaysociedad/archivos/aguasresiduales.pdf>

<sup>7</sup> <http://www.cinvestav.mx/publicaciones/avayper/sepoct02/DIOSELINA.PDF>

## 2.4 PRODUCCIÓN EN EL VALLE DEL MEZQUITAL

El caso más importantes en América Latina es el desarrollado en el Valle del Mezquital, México, donde 45,000 familias manejan 70,000 ha de maíz, trigo, alfalfa y otros forrajes, usando las aguas residuales que genera la ciudad de México.



Un caudal de 70 m<sup>3</sup>/s es trasladado y distribuido en este valle mediante un complejo sistema de irrigación, compuesto por 1,825 km de canales y tres grandes presas. No existe un sistema de tratamiento, pero se conoce que la infraestructura de riego existente cumple con esa exigencia en forma parcial. Se estima que en 1993 la producción agrícola del Valle tuvo un valor aproximado de 70 millones de dólares americanos<sup>8</sup>.

---

<sup>8</sup> <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaar/e/proyecto/aguaresi/antece.html>

## **CAPITULO 3**

### **3. PRUEBAS FISICOQUÍMICAS APLICADAS**

#### **3.1. pH**

##### **3.1.1. Consideraciones Generales**

El pH es un término muy usado universalmente para expresar la intensidad de ácidos o condiciones alcalinas de una solución. Es una manera de expresar la concentración ión – hidrógeno, o más específicamente, la actividad del ión – hidrógeno.

En el campo del suministro del agua, es un factor que debe ser considerado en la coagulación química, ablandamiento del agua, y en el control de la corrosión.

En el tratamiento del agua residual empleando procesos biológicos, el pH debe ser controlado para favorecer la presencia de organismos. El proceso químico usado para coagular aguas residuales, lodos activados, o sustancias oxidadas, tal como ión cianuro, requiere que el pH sea controlado dentro de límites definidos. Por esa razón es la relación fundamental que existe entre pH, acidez y alcalinidad<sup>9</sup>.

*Ver apéndice 1*

#### **3.2 TEMPERATURA**

##### **3.2.1. Consideraciones Generales**

La lectura de cifras de temperatura se utiliza en el cálculo de diversas formas de alcalinidad, en estudio de saturación y estabilidad respecto al carbonato de calcio, en el cálculo de la salinidad y en las operaciones generales de laboratorio. En los estudios limnológicos, con frecuencia se requieren temperaturas de agua en función de la profundidad. Las temperaturas elevadas, consecuencia de descargas de agua calentada, pueden tener un impacto ecológico significativo. A menudo, la identificación de la fuente de aporte hídrico, como en los manantiales profundos, sólo es posible efectuando medidas de

---

<sup>9</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 351.

temperatura. Las plantas industriales suelen pedir datos de temperatura del agua para uso sistemático o cálculos de transmisión de calor<sup>10</sup>.

*Ver apéndice 2*

### 3.3. CONDUCTIVIDAD

#### 3.3.1. Consideraciones Generales

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de la medición. Las soluciones de la mayoría de los ácidos, bases y sales presentan coeficientes de conductividad relativamente adecuados. A la inversa, las moléculas de los compuestos orgánicos que no se disocian en soluciones acuosas tienen una conductividad muy escasa o nula.

La medición física practicada en una determinación de laboratorio suele ser de resistencia, medida en ohmios o megaohmios. La resistencia de un conductor es inversamente proporcional a su área de sección transversal y directamente proporcional a su longitud. La magnitud de la resistencia medida en una solución acuosa depende, por tanto, de las características de la célula de conductividad utilizada y sólo tiene sentido si se conocen esas características.

En los análisis de agua es más conveniente la unidad micromhos. Cuando se conoce y se aplica la constante celular, la conductancia medida se convierte en conductancia específica o conductividad,  $K_s$ , recíproco de la resistencia específica:

$$K_s = \frac{1}{R_s} = \frac{C}{Rm}$$

Se prefiere el término conductividad, y por lo general se expresa en micromhos por centímetro ( $\mu\text{mhos/cm}$ ). En el Sistema Internacional de Unidades (SIU), el recíproco del ohmio es el siemens (S) y la conductividad se expresa en milisiemens por metro (mS/m);  $1 \text{ mS/m} = 10 \mu\text{mhos/cm}$ . Para expresar resultados en unidades SIU, divídanse  $\mu\text{mhos/cm}$  por 10.

---

<sup>10</sup> Et. A1. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 2-88.

El agua destilada tiene recién preparada una conductividad de 0.5 a 2  $\mu\text{mhos/cm}$ , que aumenta tras unas semanas de almacenamiento a 2 – 4  $\mu\text{mhos/cm}$ . Este aumento está producido fundamentalmente por absorción de dióxido de carbono y, en menor grado, de amoniaco.

La medición de la conductividad en laboratorio es relativamente exacta, pero otros medios de determinación menos precisos encuentran numerosas aplicaciones, como son el marcaje del agotamiento de resinas de intercambio iónico y la determinación rápida de cambios significativos en el contenido inorgánico de las aguas potables y residuales.

Las mediciones de conductividad en laboratorios se utilizan para:

- a) Establecer el grado de mineralización para determinar el efecto de la concentración total de iones sobre equilibrios químicos, efectos fisiológicos en plantas y animales, tasas de corrosión, etc.
- b) Determinar el grado de mineralización del agua destilada y desionizada.
- c) Evaluar las variaciones de la concentración de minerales disueltos en aguas naturales y residuales. Las aguas residuales que contienen cantidades significativas de desechos industriales muestran también una variación diaria considerable.
- d) Valorar el tamaño de la muestra que se vaya a utilizar para determinaciones químicas comunes y para investigar los resultados de un análisis químico.
- e) Determinar la cantidad de reactivo iónico necesario en algunas reacciones de precipitación y neutralización, señalándose el punto final por un cambio en la inclinación de la curva como consecuencia del punteo de la conductividad sobre las lecturas de bureta.
- f) Calcular los sólidos totales disueltos en una muestra multiplicando la conductividad (micromhos por centímetro) por un factor empírico; éste puede variar de 0.5 a 0.9 dependiendo de los componentes solubles del agua y de la temperatura de medición<sup>11</sup>.

*Ver apéndice 3*

### **3.4. COLOR**

#### **3.4.1. Consideraciones Generales**

Muchas superficies de agua particularmente las que emanan de áreas pantanosas a menudo coloreadas no son aceptables para usos industriales o domésticos. La coloración

---

<sup>11</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 2-63 - 2-64.

resulta del contacto del agua con desechos orgánicos, como las hojas, agujas de coníferas y madera, todo en varias etapas de descomposición. Esto es debido a una considerable variedad de extractos vegetales. Las sustancias colorantes son el ácido húmico, provenientes de la descomposición de lignina. El hierro algunas veces se presenta como sal férrica y produce un color de alta potencialidad.

Los colores naturales existen en el agua primordialmente como partículas coloidales cargadas negativamente. Y pueden ser removidos por coagulación con la ayuda de una sal teniendo un ión metálico trivalente tal como aluminio o hierro.

Las aguas superficiales pueden presentar color debido a la materia suspendida. Los ríos que drenan áreas de suelo de arcilla roja, llegan a colorearse altamente durante la época de inundaciones. El color causado por la materia suspendida es referido al color aparente y es diferenciado del color debido a vegetales o a extractos orgánicos coloidales los cuales son llamados color verdadero. En los análisis de agua es importante distinguir entre color aparente y color verdadero. La intensidad de color generalmente se incrementa con el aumento de pH. Por esta razón se registra el pH acompañado con el color observado.

Las aguas superficiales pueden llegar a ser coloreadas por contaminación de aguas residuales. Es notable entre estos los desechos de las operaciones de teñido en la industria textil y de las operaciones para la pulpa en la industria del papel. Los desechos del teñido pueden dar color en una amplia variedad y son fácilmente reconocidos. La pulpa de madera produce cantidades considerables de residuos de licores que contienen derivados de lignina y otros minerales en forma disuelta. Los derivados de lignina están altamente coloreados y son resistentes a un ataque biológico. Muchos de estos materiales llegan a la corriente natural del agua, añadiendo color el cual persiste a lo largo de grandes distancias. Considerables investigaciones están en marcha para encontrar una manera económica de remover el color de los desechos.

### **3.4.2. Método de Determinación**

El color natural, como turbiedad, es debido a una amplia variedad de sustancias, y se ha adoptado un estándar arbitrario para sus mediciones. Este estándar es empleado directamente e indirectamente en las mediciones de color. Muchos ejemplos requieren la remoción de la materia suspendida antes de que el color verdadero pueda ser

determinado. El método de pre-tratamiento debe ser cuidadosamente seleccionado para evitar errores.

### **3.4.3. Soluciones de Color Estándar**

El color natural contenido en el agua es amarillo parduzco en apariencia. A través de la experiencia, ha sido encontrado que las soluciones de cloroplatinato de potasio ( $K_2PtCl_6$ ) teñidos con pequeñas cantidades de cloruro de cobalto reproducen los colores naturales.

El color producido por 1 mg/l de platino (como  $K_2PtCl_6$ ) es tomado como la unidad estándar de color. El procedimiento usual contiene 500 mg de platino  $K_2PtCl_3$  en 1 litro de platino. El cloruro de cobalto es añadido para proporcionar el teñido apropiado. La solución provista tiene un color de 500 unidades, y una serie de trabajos estándares pueden ser preparados por una disolución. Los tubos de comparación de colores, comúnmente llamados tubos de Nessler, son usualmente usados para realizar los estándares. Una serie de rangos de 0 a 70 unidades de color son empleados y servirán para varios meses, previendo protegerlos de polvo y evaporación.

Los ejemplos sujetos a análisis pueden contener materia suspendida lo cual interferirá con las mediciones de color verdadero. El color aparente es determinado con el equipo Hellige. La materia suspendida debe ser removida para hacer la determinación del color verdadero. Esto puede ser usualmente realizado por centrifugación para separar sólidos suspendidos. El análisis se llevo a cabo sobre la claridad del licor. La filtración no es recomendada porque hay posibilidad de adsorción de color sobre el medio filtrante.

El centrifugado evita interacciones de color con los materiales del filtro, pero los resultados varían con la naturaleza de la muestra, el tamaño y velocidad de la centrífuga.

Cuando es necesaria la dilución de la muestra, tanto antes como después de la eliminación de la turbidez, ésta puede alterar el valor de color registrado en el caso de que existan corpúsculos coloreados luminosos.

### **3.4.4. Métodos Aplicables a Aguas de Desecho de la Industria y el Hogar.**

Mucha basura industrial es altamente colorante y algunas contienen sustancias colorantes que son difíciles de retirar en la degradación biológica. Existen unas regulaciones concernientes al color de efluentes más comunes que pueden ser descargados a las corrientes.

Otro sistema de mediciones ha sido usado para medir y describir colores que no entran en esta clasificación. Un sistema adoptado por la Comisión Internacional sobre Iluminación realiza la caracterización y mediciones de color por espectrofotometría.

### **3.4.5. Interpretación y Aplicación de Datos de Color**

Muchos procesos industriales también requieren el uso de agua libre de color. La remoción de color es una cuestión cara cuando el capital de inversión y operación son considerados costosos. Por esta razón la ingeniería hidráulica, desarrollan o buscan nuevas alternativas. Esto es si, se usara la información del color como uno de los parámetros para satisfacer al cliente de la necesidad de un tratamiento químico caro. Si esto no es satisfactorio, se usara la información de color junto con otra información para demostrar que una coagulación química cara y la filtración de arena son necesarias para producir un sustituto aceptable.

Antes de que una planta de tratamiento químico sea diseñada, las investigaciones serian conducidas para averiguar los mejores químicos a usar y las cantidades requeridas. En el comportamiento con aguas coloreadas, la determinación del color sirve como una decisión básica. Tales datos deben ser obtenidos para proporcionar la selección del equipo dosificador del químico así como el diseño de espacio de almacenamiento.

El objetivo se basa en comparar el agua cruda y el agua tratada de bajo color y que se encuentre dentro de los límites aceptables<sup>12</sup>.

### **3.4.6. Principio del Método Espectrofotométrico**

El color de una muestra centrifugada se expresa en términos que describen la sensación percibida al observarla. La tonalidad (rojo, verde, amarillo, etc) se designa como «longitud de onda dominante», el grado de brillantez como «luminancias» y la saturación (pálido, pastel, etc.) como «pureza». Como mejor se detectan estos valores es a partir de las características de transmisión de la luz de una muestra centrifugada, mediante espectrofotometría.

---

<sup>12</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 337 – 342.

### **3.4.7. Aplicación del Método Espectrofotométrico**

Este método es aplicable en aguas potables, de superficie, y en aguas residuales, tanto domésticas como industriales.

### **3.4.8. Interferencias**

Interfiere la turbidez<sup>13</sup>.

*Ver apéndice 4*

## **3.5. ALCALINIDAD**

### **3.5.1. Consideraciones Generales**

La alcalinidad de las aguas naturales es debida primordialmente a sales de ácidos débiles, aunque las bases fuertes o débiles también pueden contribuir. Los bicarbonatos representan la mayor forma de alcalinidad, ya que ellos son formados en cantidades considerables de la acción de dióxido de carbono con los materiales básicos en el suelo. Otras sales de ácidos débiles, tal como boratos, silicatos y fosfatos, pueden estar presentes en pequeñas cantidades. Algunos ácidos orgánicos son bastante resistentes a la oxidación biológica por ejemplo ácido húmico forma sales que se agregan a la alcalinidad de aguas naturales. En aguas contaminantes o anaeróbicas, sales de ácidos débiles tal como acético, propionico y sulfhídrico pueden ser producidos y también contribuiría a la alcalinidad. En otros casos, amoníaco o hidróxidos pueden hacer una contribución para la alcalinidad total de un agua.

Bajo ciertas condiciones, las aguas naturales pueden contener cantidades apreciables de carbonatos e hidróxidos alcalinos. Esta condición es particularmente en superficies de agua donde las algas están floreciendo. Las algas quitan dióxido de carbono, libre y combinado, valores de pH de 9 a 10 son a menudo obtenidos. Las aguas de caldera siempre contienen carbonatos e hidróxidos alcalinos. Aguas blandas químicamente tratadas, particularmente con productos de cal o cal con carbonato sódico, contiene carbonatos y exceso de hidróxido.

---

<sup>13</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 2-5.

Aunque muchos materiales pueden contribuir para la alcalinidad de un agua, la mayor porción de la alcalinidad en aguas naturales es causada por las tres clases de materiales asociados a valores de pH altos comúnmente arriba de 11; (1) hidróxido, (2) carbonatos y (3) bicarbonatos. Para la mayoría de los propósitos prácticos, la alcalinidad debida a otros materiales en aguas naturales es insignificante y puede ser ignorada.

La alcalinidad de aguas es debida principalmente a sales de ácidos débiles y bases fuertes, y tales sustancias actúan como amortiguadores para resistir una caída en pH resultado de la adición de ácidos. La alcalinidad es de éste modo una medida de la capacidad de amortiguar y en este sentido es usado para un gran alcance en la práctica de tratamiento de agua de desechos.

La alcalinidad por exceso de concentración de metales alcalinoférreos tiene importancia en la aceptación de un agua para irrigación. Las determinaciones de alcalinidad se utilizan en el control de aguas limpias y residuales. Las aguas residuales domésticas tienen una alcalinidad sólo ligeramente mayor que la del suministro. Los digestores anaerobios que actúan adecuadamente presentan alcalinidades sobrenadantes típicas con cifras de 2000 a 4000 mg de carbonato cálcico (CaCO<sub>3</sub>)/l.

### 3.5.2. Método Determinante de Alcalinidad

La alcalinidad es medida volumétricamente por titulación con N/50 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y es reportado en términos de CaCO<sub>3</sub> equivalente. Por ejemplo si el pH inicial esta arriba de 8.3, la titulación es hecha en 2 pasos. En el primer paso la titulación es conducida bajo el pH que es reducido a 8.2, el punto al cual el indicador de fenolftaleína vuelve de rosa a incoloro. La segunda fase de la titulación es conducida bajo el pH el cual se reduce a más o menos 4.5, corresponde al punto final de naranja de metilo. Cuando el pH de una muestra es menor a 8.3, una simple titulación es hecha para un pH de 4.5.

La elección de pH 8.3 como el punto final para el primer paso en la titulación es en acuerdo con lo fundamental del desarrollo de alcalimetría. Este valor corresponde al punto de equivalencia para la conversión de ión carbonato a ión bicarbonato:



El uso de un pH de más o menos de 4.5 para el punto final para el segundo paso de la titulación corresponde aproximadamente al punto de equivalencia para la conversión de ión bicarbonato a ácido carbónico:



El punto final exacto para esta titulación dependerá de la concentración inicial del ión bicarbonato en la muestra.

$$pH(\text{punto de equivalencia del bicarbonato}) = 3.2 - \frac{1}{2} \log [HCO_3^-] \quad (3.5.3.)$$

### 3.5.3. Coagulación Química

La química usada para coagulación de agua y agua de desechos reacciona con el agua para formar precipitado de hidróxido insoluble. Los iones hidrógeno liberados reaccionan con la alcalinidad del agua. De este modo la alcalinidad actúa para amortiguar la caída de pH en el agua donde el coagulante puede ser efectivo. La alcalinidad debe estar presente en exceso para que una efectiva y completa coagulación ocurran.

### 3.5.4. Capacidad Amortiguadora

Las medidas de alcalinidad son hechas como un medio de evaluación de la capacidad de amortiguación en agua de desechos y lodos.

### 3.5.5. Desechos Industriales

Muchas agencias regulatorias prohíben la descarga de desechos conteniendo alcalinidad cáustica (hidróxido) para receptores de aguas. Las autoridades municipales normalmente prohíben la descarga de desechos conteniendo alcalinidad cáustica en alcantarillas. La alcalinidad además de pH es un factor importante en la determinación de la sensibilidad de agua de desechos para tratamiento biológico<sup>14</sup>.

### 3.5.6. Principio del Método de Titulación

Los iones hidróxido presentes en una muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos reaccionan con las adiciones de ácido estándar. Por tanto, la alcalinidad depende del punto final pH utilizando.

---

<sup>14</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 364 – 366, 373, 374.

### **3.5.6.1. Puntos Finales**

Cuando la alcalinidad se debe enteramente al contenido de carbonato o bicarbonato, el pH en el punto de equivalencia de la titulación se determina en función de la concentración de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) en esta fase. Esta concentración depende, a su vez, del tipo de carbonato total nativo existente y de cualquier pérdida que pueda haberse producido durante la titulación. Como puntos de equivalencia de las concentraciones de alcalinidad correspondientes en mg de CaCO<sub>3</sub>/l, se sugieren los valores de pH que se expresan a continuación. (Alcalinidad de fenolftaleína) es un término empleado tradicionalmente para designar la cantidad medida mediante titulación a pH 8.3.

### **3.5.6.2. Interferencias**

Los jabones, las materias oleosas y los sólidos en suspensión o precipitados.

No se debe filtrar, diluir, concentrar o alterar la muestra<sup>15</sup>.

*Ver apéndice 5*

## **3.6. DUREZA**

### **3.6.1. Consideraciones Generales**

Se considera generalmente como aguas duras aquellas que requieren cantidades considerables de jabón para producir espuma, también producen escamas en tubos de agua caliente, calentadores, calderas y otras unidades en que la temperatura del agua es aumentada considerablemente. Para el ingeniero, la capacidad de consumo de jabón es más importante debido a los aspectos económicos, el escalamiento es el problema más desafiante.

Con el advenimiento de detergentes sintéticos, muchas de las desventajas de aguas duras han sido disminuidas. Sin embargo el jabón es preferido para algunos tipos de lavado y para higiene personal, y las aguas duras quedan tan objetables para estos propósitos.

---

<sup>15</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 2-39, 2-40.

La dureza del agua varía considerablemente de lugar a lugar. En general, las aguas superficiales son más blandas que las aguas subterráneas. La dureza del agua refleja la naturaleza de las formaciones geológicas con la que esto ha estado en contacto.

Las aguas comúnmente se clasifican en términos del grado de dureza, como sigue:

mg/l	Grado de Dureza
0 – 75	Blanda
75 – 150	Moderadamente Dura
150 – 300	Dura
300 – en adelante	Muy Dura

### 3.6.2. Causa y Fuente de Dureza

La dureza es causada por cationes metálicos bivalentes. Tales iones son capaces de reaccionar con el jabón para formar precipitados y con ciertos aniones presentes en el agua para formar escama. La principal causa de dureza en cationes son el calcio, magnesio, estroncio, hierro ferroso e iones manganosos. Estos cationes además de los aniones más importantes con los cuales están asociados, se muestran en la tabla 3.6.1. en el orden de su relativa abundancia en aguas naturales.

**Tabla 3.6.1. Principales cationes causantes de la dureza en agua y la mayoría de los aniones asociados a ellos.**

Cationes Causantes de la Dureza	Aniones
$Ca^{2+}$	$HCO_3^-$
$Mg^{2+}$	$SO_4^{2-}$
$Sr^{2+}$	$Cl$
$Fe^{2+}$	$NO_3^-$
$Mn^{2+}$	$SiO_3^{2-}$

La dureza en el agua es derivada en gran parte al contacto con el suelo y formaciones de rocas. El agua de lluvia cuando baja a la tierra es incapaz de disolver tremendas cantidades de sólidos. La habilidad para disolver es ganada en el suelo donde el dióxido de carbono es liberado por acción bacterial. El agua de suelo llega a ser altamente cargada con dióxido de carbono, que desde luego, existe en equilibrio con ácido

carbónico. Bajo condiciones de pH bajas que desarrollaron, materiales básicos, particularmente formaciones de piedra caliza. La piedra caliza no es carbonato puro pero incluye impurezas tales como sulfatos, cloruros y silicatos, estos materiales llegan a ser expuestos a la acción solvente del agua cuando los carbonatos están disueltos y ellos también pasan en solución.

En general, el origen de las aguas duras en áreas donde la capa superficial del suelo es gruesa y las formaciones de la piedra caliza esta presente. El origen de las aguas blandas se presenta en áreas donde la capa superficial del suelo es delgada y las formaciones de la piedra caliza son esparcidas o ausentes.

### **3.6.3. Tipos de Dureza**

La dureza es clasificada en dos maneras: (1) con respecto al ión metálico y (2) con respecto a los aniones asociados con los iones metálicos.

#### **3.6.3.1. Dureza de Calcio y Magnesio**

Es importante conocer las cantidades de dureza de calcio y magnesio en agua. Por ejemplo, es necesario conocer la dureza de magnesio o la cantidad de  $Mg^{2+}$  en orden de calcular los requisitos de cal – carbonato sódico. La dureza de calcio y magnesio puede ser calculada del análisis químico completo. Si la dureza de calcio es determinada, la dureza de magnesio es obtenida por restar la dureza de calcio de la dureza total como sigue:

$$\text{Dureza Total} - \text{Dureza de Calcio} = \text{Dureza de Magnesio} \quad (3.6.1.)$$

#### **3.6.4. Aplicación de Datos de Dureza en la Práctica de Ingeniería Ambiental**

La determinación de la dureza del agua es una práctica conveniente considerando su uso para fines domésticos e industriales. El ingeniero usa estos datos como base para recomendar si es necesario el proceso de ablandado.



Esta acción libera el indicador Negro de Eriocromo T, y el color rojo vino cambia a un distinto color azul, anunciando el final de la titulación.

La nitidez del punto final aumenta con los incrementos de pH. Sin embargo, el pH no puede aumentar indefinidamente debido al peligro de precipitación de carbonato cálcico ( $\text{CaCO}_3$ ) o hidróxido magnésico,  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ , y porque la tinción cambia de color a pH alto. El valor de pH especificado de  $10 \pm 0.1$  constituye una solución satisfactoria. Se fija un límite de cinco minutos de duración para la titulación, a fin de reducir al mínimo la tendencia a la precipitación de  $\text{CaCO}_3$ .

Aunque el método de EDTA esta sujeto a ciertas interferencias, la mayoría de ellas pueden superarse por modificaciones propias. El método produce resultados muy precisos y exactos<sup>16</sup>.

### **3.6.5.1. Interferencia**

Algunos iones metálicos interfieren produciendo puntos finales débiles o indiferenciados, o provocando un consumo estequiométrico de EDTA. Redúzcase esta interferencia añadiendo algunos inhibidores antes de la titulación. El Mg-EDTA secuestra selectivamente a los metales pesados, libera magnesio en la muestra y puede utilizarse como sustituto de inhibidores tóxicos o malolientes. Solamente es útil cuando el magnesio sustituto por los metales pesados no contribuye significativamente a la dureza total.

Las materias orgánicas coloidales o en suspensión también pueden interferir en el punto final<sup>17</sup>.

*Ver apéndice 6*

## **3.7. OXÍGENO DISUELTO**

### **3.7.1. Consideraciones Generales**

Todos los organismos vivientes dependen del oxígeno de una u otra forma para mantener el proceso metabólico que les permita producir energía para su desarrollo y su reproducción. En los procesos aeróbicos el objeto de interés es la necesidad de oxígeno

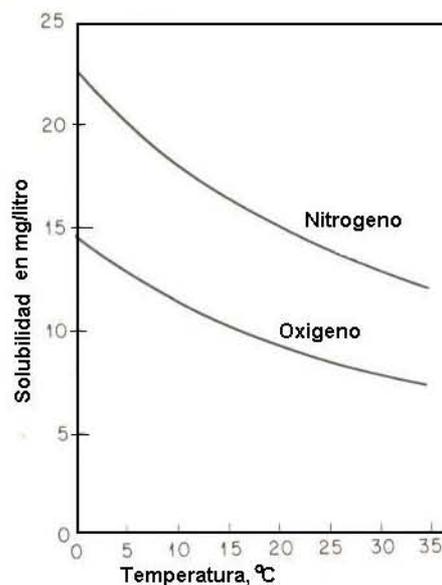
---

<sup>16</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 377, 379, 381 – 384.

<sup>17</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 2-58.

libre. La supervivencia del hombre esta sujeta al contenido de oxígeno del aire que el respira, de ahí que él sabe por experiencia que la más mínima reducción del contenido de oxígeno lo conduciría a un malestar y posiblemente a la muerte.

Todos los gases de la atmósfera son solubles en agua en algunos grados. Pero el nitrógeno y oxígeno son del tipo pobremente solubles, y por lo tanto ellos no reaccionan químicamente con el agua, su solubilidad es directamente proporcional a sus presiones parciales. Por lo tanto la Ley de Henry puede usarse para calcular las cantidades presentes a la saturación a cualquier temperatura dada. La solubilidad del nitrógeno y oxígeno varía enormemente con la temperatura. La figura 3.7.1. muestra curvas de solubilidad para los dos gases en agua destilada de bajo contenido de sólidos en equilibrio con el aire a 760 mm de presión. La solubilidad es menor en aguas salinas. Esto se puede observar que bajo las condiciones de presiones parciales que existen en la atmósfera, se disuelve más el nitrógeno que el oxígeno en el agua. En el punto de saturación, los gases disueltos contienen cerca del 38% de oxígeno, o aproximadamente dos veces más oxígeno que en la atmósfera normal.



**Figura 3.7.1.** Solubilidad de oxígeno y nitrógeno en agua destilada saturada con aire a 760 mm de Hg.

Los rangos de solubilidad de oxígeno atmosférico en agua dulce son de 14.6 mg/l a 0° C hasta 7 mg/l a 35° C bajo 1 atmósfera de presión. Razón por la cual el oxígeno es un gas poco soluble, esta solubilidad varía directamente con la presión atmosférica a

cualquier temperatura dada. Esta es una consideración importante a altas altitudes. Porque se estima un incremento de oxidación biológica con temperatura, y la demanda de oxígeno se incrementa por consiguiente, las condiciones de altas temperaturas, donde el oxígeno disuelto es menos soluble, son de mayor importancia para la ingeniería ambiental. Muchas de las condiciones críticas relacionadas a una deficiencia de oxígeno disuelto en las prácticas de ingeniería ambiental suceden durante los meses de verano cuando la temperatura es más alta y la solubilidad del oxígeno se encuentra al mínimo. Por esta razón se acostumbra pensar que los niveles de oxígeno disuelto alrededor de 8 mg/l llegan a la máxima disponible bajo condiciones críticas.

La baja solubilidad de oxígeno es el mayor factor que limita la capacidad de purificación de las aguas naturales y necesidades de tratamiento de los desechos para remover la materia contaminante antes de descargarlo a las corrientes que lo recibirán. En el proceso de tratamiento biológico aeróbico, los límites de solubilidad de oxígeno son de gran importancia porque esto maneja la relación al cual el oxígeno será absorbido por el medio y por lo tanto el costo de la aireación.

La solubilidad del oxígeno en aguas saladas es menor que en aguas limpias. Por esta razón la solubilidad para una temperatura dada disminuye como ejemplo de ello es el agua dulce de los estuarios y el agua de los océanos. El alcance de este efecto es indicado en la tabla 3.7.1., que contiene una lista de solubilidades de oxígeno tanto en función de la temperatura y del contenido de cloruros. La concentración de cloruros es usada para medir una mezcla de agua dulce y agua salada en una muestra. El contenido de cloruros del agua de mar es alrededor de 19000 mg/l.

**Tabla 3.7.1.** Solubilidad de oxígeno disuelto en agua en equilibrio con aire seco a 760 mm de Hg y 20.9 % de oxígeno.

Temperatura °C	Concentración de cloruros mg/lt				
	0	5000	10,000	15,000	20,000
0	14.6	13.8	13.0	12.1	11.3
1	14.2	13.4	12.6	11.8	11.0
2	13.8	13.1	12.3	11.5	10.8
3	13.5	12.7	12.0	11.2	10.5
4	13.1	12.4	11.7	11.0	10.3
5	12.8	12.1	11.4	10.7	10.0
6	12.5	11.8	11.1	10.5	9.8
7	12.2	11.5	10.9	10.2	9.6
8	11.9	11.2	10.6	10.0	9.4
9	11.6	11.0	10.4	9.8	9.2
10	11.3	10.7	10.1	9.6	9.0
11	11.1	10.5	9.9	9.4	8.8
12	10.8	10.3	9.7	9.2	8.6
13	10.6	10.1	9.5	9.0	8.5
14	10.4	9.9	9.3	8.8	8.3
15	10.2	9.7	9.1	8.6	8.1
16	10.0	9.5	9.0	8.5	8.0
17	9.7	9.3	8.8	8.3	7.8
18	9.5	9.1	8.6	8.2	7.7
19	9.4	8.9	8.5	8.0	7.6
20	9.2	8.7	8.3	7.9	7.4
21	9.0	8.6	8.1	7.7	7.3
22	8.8	8.4	8.0	7.6	7.1
23	8.7	8.3	7.9	7.4	7.0
24	8.5	8.1	7.7	7.3	6.9
25	8.4	8.0	7.6	7.2	6.7
26	8.2	7.8	7.4	7.0	6.6
27	8.1	7.7	7.3	6.9	6.5
28	7.9	7.5	7.1	6.8	6.4
29	7.8	7.4	7.0	6.6	6.3
30	7.6	7.3	6.9	6.5	6.1

En aguas contaminadas el valor de saturación es también menor que el del agua limpia. La relación del valor en agua contaminada a agua limpia esta dada como  $\beta$ . La relación de una solución de oxígeno en agua contaminada es normalmente menor que en agua limpia y la relación esta dada como  $\alpha$ . Pueden acomodarse por debajo de  $0.8 \beta$  y por debajo de  $0.4 \alpha$  en algunos desechos de agua, y ambos valores  $\alpha$  y  $\beta$  son factores importantes de diseño en la selección de equipo de aireación.

### 3.7.2. Importancia Ambiental de Oxígeno Disuelto

En desechos líquidos, el oxígeno disuelto es el factor que determina si el cambio biológico es producido por organismos aeróbicos o anaeróbicos. Lo anterior usa oxígeno

libre para la oxidación de materia orgánica e inorgánica y produce productos finales inocuos, mientras que el proceso anaeróbico las oxidaciones se deben a la reducción de ciertas sales inorgánicas tales como sulfatos, y los productos finales son a menudo muy detestables. En la naturaleza ambos tipos de organismos se encuentran en todas partes, es muy importante que las condiciones favorables sean mantenidas para los organismos aeróbicos (condiciones aeróbicas); de otra manera los organismos anaeróbicos predominan, y desarrollaran condiciones molestas como resultado. Así las mediciones de oxígeno disuelto son vitales para mantener condiciones aeróbicas en las aguas naturales que reciben materia contaminada y ahí la importancia de los procesos de tratamiento aeróbico destinados a purificar el agua de desperdicios domésticos e industriales.

Las determinaciones de oxígeno disuelto son usadas para una amplia variedad de otros propósitos. En muchas instancias implica el control de corrientes contaminadas, esto es deseable para mantener condiciones favorables para el crecimiento y la reproducción de una población normal de peces y otros organismos acuáticos. Esta condición requiere el mantenimiento de niveles de oxígeno disuelto los cuales soporten la vida acuática deseada en condiciones de salud en todas las épocas del año.

La determinación de oxígeno disuelto sirve de base para la prueba de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO); dicha determinación se utiliza para evaluar la fuerza de la contaminación producida por los desechos industriales y domésticos. La relación de oxidación bioquímica puede ser medida por la determinación residual de oxígeno disuelto en un sistema en varios intervalos de tiempo.

Todos los procesos de tratamiento aeróbico dependen de la presencia de oxígeno disuelto, y probado esto son indispensables como un medio de control en la relación de la aireación asegurándose que las cantidades adecuadas de aire están suministradas para mantener las condiciones aeróbicas y también para prevenir el uso excesivo de aire.

### **3.7.3. Lista de Muestras para la Determinación de Oxígeno Disuelto**

Debe de mantenerse ciertos cuidados en la determinación de oxígeno disuelto. En muchos casos de interés, los niveles de oxígeno disuelto por debajo de la saturación, y la exposición al aire lleva a resultados erróneos.

Todos estos instrumentos utilizados están diseñados sobre el principio que el contacto con el aire no puede ser evitado durante el tiempo en que los frascos de muestra

están siendo llenados. Aunque, se cuenta con espacio disponible para permitir el desbordamiento de los frascos.

Cuando se desee determinar el oxígeno disuelto de muestras en campo no es conveniente realizar la determinación completa. Ya que los valores de oxígeno disuelto pueden cambiar radicalmente debido a la actividad biológica. Se acostumbra fijar las muestras inmediatamente después de la recolección. El procedimiento usual es tratar a las muestras con los reactivos convencionales y en el laboratorio realizar las pruebas de titulación. Cuando la muestra presenta una alta demanda de yodo, es necesario fijarla con 0.7 ml de ácido sulfúrico concentrado y 0.02 g de azida de sodio, en dichos casos es necesario agregar en exceso de 3 ml de álcali yoduro en lugar de 2 ml ya que la muestra contiene un excedente de ácido, los mejores resultados se obtienen si las muestras son conservadas en hielo y en ausencia de luz. La titulación puede ser aplazada al menos por 6 horas.

#### **3.7.4. Elección del Reactivo Estándar para Mediciones de Oxígeno Disuelto**

Muchos de los métodos modernos de determinación de oxígeno disuelto liberan una cantidad de yodo equivalente a la cantidad de oxígeno originalmente presente, este yodo liberado es medido con una solución estándar de un agente reductor. El tiosulfato de sodio es el agente reductor normalmente usado, y una solución de almidón es usada para determinar el punto final. Todas las reacciones en la determinación de oxígeno involucran oxidación y reducción. El indicador de almidón, tiene la capacidad de un indicador de adsorción. Este adsorbe yodo de una solución diluida produciendo un color azul brillante y regresar a incoloro cuando el yodo es totalmente reducido a ión yoduro.

#### **3.7.5. Método de Determinación de Oxígeno Disuelto**

El método Winkler modificado o método yodométrico son procedimientos estándares para determinación de oxígeno disuelto en la presente época. Las pruebas dependen del hecho de que el oxígeno oxida al  $Mn^{2+}$  al estado de valencia más alto bajo condiciones alcalinas y ese manganeso es capaz de oxidar al  $I^-$  liberando  $I_2^0$  bajo condiciones ácidas. De este modo la cantidad de yodo libre liberado es equivalente al oxígeno disuelto

originalmente presente. El yodo es medido con la solución estándar de tiosulfato de sodio e interpretado en términos de oxígeno disuelto.

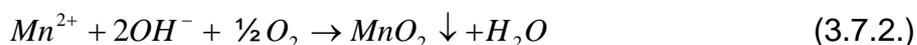
### 3.7.5.1. El Método Winkler

El método Winkler modificado está sujeto a interferencias de una gran cantidad de sustancias. Ciertos agentes oxidantes como nitrito y  $Fe^{3+}$  son capaces de oxidar de  $I^-$  a  $I_2^\circ$  y esto también produce resultados altos. Agentes reductores tales como  $Fe^{2+}$ ,  $SO_3^{2-}$ ,  $S^{2-}$ , reducen al  $I_2^\circ$  a  $I^-$  y esto produce resultados bajos. El método Winkler modificado es aplicable sólo para aguas relativamente puras.

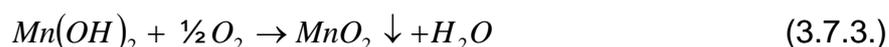
La reacción que se presenta en el método Winkler es la siguiente:



Si el oxígeno no está presente, se forma un precipitado blanco puro de  $Mn(OH)_2$  cuando  $MnSO_4$  y el reactivo álcali – yoduro ( $NaOH + KI$ ) son añadidos a la muestra. Si el oxígeno está presente en la muestra, entonces algunos de los  $Mn^{2+}$  se oxidan a  $Mn^{4+}$  y el precipitado es como un óxido hidratado café. La reacción es usualmente representada como lo siguiente:

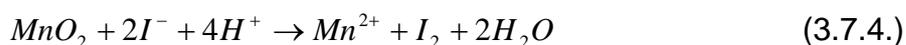


ó



La oxidación de  $Mn^{2+}$  a  $MnO_2$ , algunas veces llamada fijación del oxígeno, sucede lentamente, particularmente a bajas temperaturas. Además, es necesario permitir que todo el oxígeno reaccione en toda la solución. Agitando vigorosamente las muestras por lo menos 20 segundos. En el caso de aguas salobres, es necesario un mayor tiempo.

Después de agitar las muestras el tiempo suficiente permite la reacción de todo el oxígeno, se debe dejar que el floculo sedimente para después añadir el ácido sulfúrico. Por debajo de las condiciones de pH el resultado es, el  $MnO_2$  que oxida a  $I^-$  produciendo liberación de  $I_2^\circ$ .



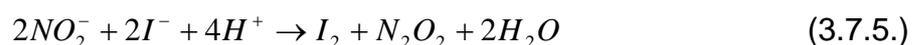
La muestra deberá ser tapada y agitada por lo menos 10 segundos para permitir que la reacción concluya y distribuir uniformemente el yodo por toda la muestra.

La muestra esta preparada para la titulación con tiosulfato N/40. El uso de tiosulfato de N/40 esta basado sobre la premisa de que a 200 ml de muestra serán utilizados para titulación. En suma los reactivos usados para la prueba del Winkler, ocurren a ciertas cantidades de dilución de la muestra, de tal manera que es necesario tomar una muestra mayor de 200 ml. Los frascos usados en la prueba son de 300 ml y se le agregan, 2 ml de  $MnSO_4$  y 2 ml de solución álcali – yoduro de potasio.

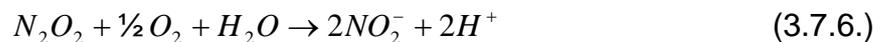
La titulación con tiosulfato de sodio N/40 a una muestra de tamaño equivalente a 200 ml de muestra original produce resultados en mililitros, que puede ser interpretado directamente en términos de miligramos por litro de oxígeno disuelto.

### 3.7.5.2. La Modificación Azida al Método Winkler

El ión nitrito es una de las interferencias encontradas más frecuentemente en la determinación de oxígeno disuelto. Esto ocurre principalmente en efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales empleando procesos biológicos, en aguas de ríos, y en el incubado de muestras de DBO. Esto no oxida el  $Mn^{2+}$  pero oxida el  $I^-$  para liberar  $I_2^\circ$  bajo condiciones ácidas. Esto es particularmente odioso porque se reduce a la forma, del  $N_2O_2$ , es oxidado por el oxígeno, que entra a la muestra durante el proceso de titulación, y lo convierte a  $NO_2^-$  otra vez, estableciendo una reacción cinética que puede conducir a resultados altamente erróneos, apartados en excesos de cantidades que serían esperados. La reacción involucrada puede representarse como sigue:



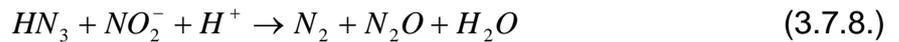
y



Cuando se presenta una interferencia por nitritos, es imposible obtener un punto final permanente. Tan pronto como el color azul del indicador de almidón ha sido descargado, los nitritos formados por la reacción en la ecuación (3.7.6.) reaccionará con más  $I^-$  para producir  $I_2^\circ$  y el color azul del indicador de almidón regresará.

La interferencia del nitrito puede ser fácilmente superado por el uso de azida de sodio ( $NaN_3$ ). Es conveniente incorporar la azida en el reactivo álcali – yoduro de potasio. Cuando el ácido sulfúrico es añadido, ocurre la siguiente reacción y el  $NO_2^-$  es destruido.





Por este proceso, la interferencia del nitrito es eliminado y el método de determinación conserva la simplicidad del proceso Winkler original<sup>18</sup>.

*Ver apéndice 7*

### **3.8. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO**

#### **3.8.1. Condiciones Generales**

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es comúnmente definida como la cantidad de oxígeno requerido por bacteria durante la descomposición de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas. El término “descomposición” puede ser interpretado como el significado de que la materia orgánica puede servir como alimento para bacterias, y la energía es derivada de la oxidación.

La prueba de DBO es muy usada para determinar la fuerza de la contaminación de desechos domésticos e industriales en términos del oxígeno que ellos requerirán si es descargado hacia el curso natural del agua en las condiciones aeróbicas existentes. La prueba es una de las más importantes en el control de la contaminación de corriente. Esta prueba es de importancia en el control del trabajo y diseño de estudios para evaluar la capacidad de purificación de los cuerpos receptores de agua.

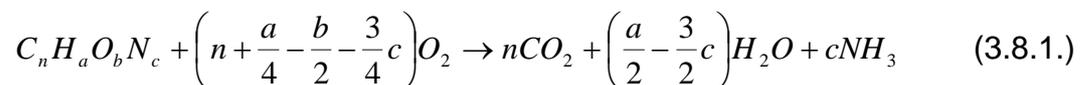
La prueba de DBO es esencialmente un procedimiento de ensayo biológico suponiendo las medidas de consumo de oxígeno por organismos vivientes (principalmente bacterias) durante la utilización de la materia orgánica presente en los desechos, bajo condiciones tan similares como sea posible en la naturaleza. El orden al realizar la prueba cuantitativa, las muestras deben ser protegidas del aire para prevenir una reaireación cuando el nivel de oxígeno disuelto disminuya. Además, de la limitada solubilidad del oxígeno en agua, alrededor de 9 mg/l a 20°C, los desechos fuertes deben ser diluidos a niveles donde la demanda se mantenga con esos valores asegurando que el oxígeno disuelto estará presente en cualquier periodo de la prueba. Esta prueba es un ejemplo de bióensayo, es extremadamente importante que la prueba se realice en condiciones ambientales para que los organismos vivos funcionen ininterrumpidamente a cualquier hora. Esta condición significa que las sustancias tóxicas deben estar ausentes y que todos

---

<sup>18</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 405 – 413.

los nutrientes necesarios para el crecimiento bacterial, tales como nitrógeno, fósforo y ciertas trazas elementales, deben estar presentes. La degradación biológica de la materia orgánica bajo condiciones naturales se conduce más o menos por un diverso grupo de organismos que llevan la oxidación esencialmente a su término, ejemplo a dióxido de carbono y agua. Por lo tanto es importante que la mezcla lleve una siembra de un grupo de organismos.

La prueba de DBO puede ser considerada como un procedimiento de oxidación húmedo en el cual los organismos vivientes sirven como el medio para la oxidación de la materia orgánica a dióxido de carbono y agua. Una relación cuantitativa existe entre la cantidad de oxígeno requerido para convertir una cantidad definida de cualquier componente orgánico dado a dióxido de carbono, agua, y amoníaco, y esto puede ser representado por la siguiente ecuación generalizada:



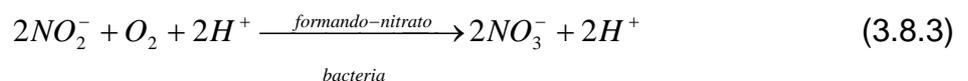
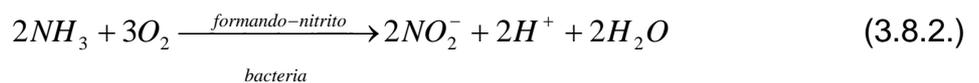
Sobre la base de la relación anterior, es posible interpretar los datos de DBO en términos de materia orgánica, también como la cantidad de oxígeno usado durante la oxidación.

Las reacciones oxidantes involucradas en la prueba de DBO son el resultado de una actividad biológica, tratando de simular las condiciones ambientales un valor de temperatura de 20°C es el adecuado. Los efectos de la temperatura son una ayuda constante para el mejoramiento de la prueba a 20°C, el cual es, más o menos, un valor medio de los cuerpos naturales del agua. Los suelos naturales son responsables predominantes, de la estabilización de la materia orgánica. La relación de sus procesos metabólicos a 20°C y bajo las condiciones de la prueba son tales que el tiempo debe ser contado en días. Teóricamente un tiempo infinito es requerido para completar la oxidación biológica de la materia orgánica, pero para todas las prácticas propuestas, la reacción puede ser considerada completa en 20 días. Aunque, un periodo de 20 días es demasiado largo para esperar resultados en muchas instancias. Se ha encontrado que un buen porcentaje de la DBO se lleva a cabo en 5 días; consecuentemente la prueba ha sido desarrollada sobre la base de un periodo de incubación de 5 días. Por lo tanto, a valores de DBO de 5 días representan sólo una porción del total de DBO. El porcentaje exacto depende también del carácter de la siembra y la naturaleza de la materia orgánica, y puede ser determinado solamente por experimentación. En el caso de muchas de las aguas de desechos industriales y domésticos, se ha encontrado que a valores de DBO de

5 días es más o menos del 70 al 80 por ciento del total de DBO. Esto es un porcentaje suficientemente largo del total de 5 días usados para muchas consideraciones. Los periodos de 5 días de incubación fueron seleccionados también para reducir interferencias de la oxidación del amoníaco.

### 3.8.2. La Naturaleza de la Reacción de DBO

Se recuerda la importancia de tener una mezcla de cultura de organismos derivados de los suelos, para mediciones propias de DBO. Tales culturas, cuando se derivan del suelo o de desechos de aguas domesticas, contiene un gran número de bacterias saprofiticas y otros organismos que utilizan la materia carbonosa presente en las muestras sujetas a análisis de DBO, y el uso de oxígeno en una cantidad correspondiente. Además, ellos contienen normalmente ciertas bacterias autótrofas, particularmente bacterias nitrificadoras, que oxide materia no carbonosa como fuente de energía. Las bacterias nitrificadoras están normalmente presentes en números relativamente pequeños en desechos domésticos no tratados, y afortunadamente, su relación de reproducción a 20°C es tal que su población no llega a ser suficientemente amplia para ejercer una demanda de oxígeno llevaría de 8 a 10 días para afectar la DBO. Una vez que los organismos llegan a estabilizarse, ellos oxidan nitrógeno en forma de amoníaco a ácido nítrico y nitroso en cantidades que introducen serios errores en los trabajos de DBO.



Es verdad que la oxidación de nitrógeno inorgánico puede reducir el oxígeno disuelto en corrientes. Sin embargo, esto no es deseable en el uso de mediciones normales de DBO para tales estimaciones, porque el nitrógeno amoniacal es añadido a las aguas de dilución de DBO cuando requiere nutrientes y estas oxidaciones pudieran llevar a conclusiones erróneas acerca de los desechos. El potencial de oxígeno disuelto utilizado por nitrificación es mejor evaluarlo por un análisis de desechos para diferentes formas de nitrógeno presente y el uso de relaciones estequiométricas entre oxígeno y nitrógeno están dadas por las ecuaciones 3.8.2. y 3.8.3.

La interferencia causada por los organismos nitrificadores hace imposible la medición carbonosa de la DBO, a menos que eliminen. La interferencia causada por la bacteria nitrificadora fue una razón para la selección de un periodo de incubación de 5 días para una prueba regular de DBO.

En los casos en los cuales el efluente de las unidades de tratamiento biológico, tales como filtros goteantes y lodos activados, deban ser analizados a menudo contienen suficientes poblaciones de organismos nitrificadores los cuales utilizarían cantidades significativas de oxígeno durante el periodo de incubación de 5 días. La acción de las bacterias nitrificadoras pueden detenerse por el uso de agentes inhibidores específicos tales como azul de metileno, la población de nitrificadores pueden ser reducidas a niveles insignificantes en pretratamiento de la muestra como pasteurización, cloración, o tratamiento ácido.

Las muestras de ríos y estuarios que a menudo contienen significantes poblaciones de organismos nitrificadores. Ningún procedimiento patrón ha sido comprobado para mediciones de la mayoría carbonosos en tales aguas. Además, el crecimiento de algas, cuando se presentan, introducen otra variable las cuales hacen que la información de DBO sobre ríos y estuarios dificulten la interpretación.

### **3.8.3. Método de Medición de DBO**

La prueba de DBO se basa en las determinaciones de oxígeno disuelto; consecuentemente la exactitud de los resultados son influenciados enormemente por el cuidado que se tenga en sus mediciones. La DBO puede ser medida directamente en pocas muestras, pero en general, se requiere un proceso de dilución<sup>19</sup>.

#### **3.8.3.1. Método Directo**

Para muestras cuya DBO a 5 días no excedan 7 mg/l, no es necesario diluirlos, a condición de que sean aireados para dar niveles de oxígeno disuelto cercanos a la saturación al principio de la prueba. Muchas aguas de ríos caen en esta categoría.

El procedimiento usual es ajustado a la muestra aproximadamente a 20°C y aireado con un difusor de aire para incrementar o disminuir el contenido de gas disuelto en la

---

<sup>19</sup> Winkler, Michael A. *Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho*. Editorial Limusa. p 34 – 39.

muestra para aproximarlos a la saturación. Dos o más frascos de DBO son llenados con la muestra; al menos una es analizada inmediatamente por oxígeno disuelto, y otros son incubados por 5 días a 20°C. Después de 5 días, la cantidad de oxígeno disuelto remanente en las muestras incubadas son determinadas, y la DBO de 5 días son calculados por substracción de los resultados después de 5 días menos el obtenido en 0 días.

### **3.8.3.2. Método de Dilución**

El método de dilución de mediciones de DBO esta basado sobre el concepto fundamental de la razón de que la degradación bioquímica de la materia orgánica es directamente proporcional a la cantidad existente de material no oxidado.

En cualquier trabajo de bioensayo es importante controlar todos los factores ambientales y nutricionales de una manera que no interfieran con la acción deseada. En la prueba de DBO, significa que todo influye en la razón a la cual la materia orgánica es biológicamente estable debe ser mantenido bajo un control cerrado y altamente reproducible de prueba a prueba. Los mayores asuntos de importancia son (1) ausencia de materiales tóxicos, (2) pH y condiciones osmóticas favorables, (3) presencia de nutrientes, (4) temperatura estándar, y (5) presencia de una población significativa de organismos mezclados del suelo.

Una amplia variedad de desechos son sujetos a la prueba de DBO. Muchos desechos industriales tienen valores extremadamente altos de DBO, y diluciones muy altas deben hacerse para conocer los requerimientos impuestos por la limitada solubilidad de oxígeno. Las aguas de desechos domésticos tienen un amplio suministro de nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo, pero muchos desechos industriales son deficientes de uno o algunos de esos elementos.

### **3.8.3.3. El Agua de Dilución**

Una amplia variedad de aguas han sido usadas para trabajos de DBO. Las aguas naturales superficiales parecen ser ideales, pero tienen un número de desventajas, incluyendo la DBO, variables de poblaciones microorgánicas (a menudo incluyen algas y poblaciones significativas de bacterias nitrificadoras), y contenido de mineral. El grifo del agua ha sido usado, pero estos padecen de muchas de las limitaciones encontradas en las

aguas superficiales más la posibilidad de toxicidad de cloro residual. A través de una amplia experiencia, se ha desarrollado una dilución sintética de agua preparada por agua destilada o agua desmineralizada es mejor para las pruebas de DBO.

La calidad del agua destilada usada para la preparación del agua dilución es de principal importancia. Debe estar libre de sustancias tóxicas. Cloruro o cloraminas y cobre son dos de los más comúnmente encontrados. En muchos casos es necesario eliminar el cloro del agua de alimentación. La contaminación es debida normalmente debido al cobre expuesto en el condensador. El agua destilada preparada para DBO de suministros potables es normalmente baja para permitir el uso del agua sin almacenamiento aparte de que es necesario darle un rango favorable de temperatura.

El pH de agua de dilución puede alcanzar cualquier valor de 6.5 a 8.5 sin afectar la acción de las bacterias saprofitas. Se acostumbra amortiguar la solución por medio de un sistema de fosfato sobre el pH de 7.

Las propias condiciones osmóticas son mantenidas por los fosfatos de potasio y de sodio aumentando la proporción de la capacidad amortiguadora.

Las sales de potasio, sodio, calcio y magnesio aumentan la capacidad amortiguadora y las condiciones osmóticas propias también sirven para proporcionar a algunos de esos elementos los microorganismos que son necesitados en su crecimiento y metabolismo. El cloruro férrico, sulfato de magnesio, y cloruro de amonio sustituye los requerimientos de hierro, azufre, y nitrógeno. Los amortiguadores de fosfatos suministran la cantidad necesaria de fósforo. El nitrógeno sería eliminado en casos donde la demanda de oxígeno por parte del nitrógeno esta siendo medido.

El agua de dilución ahora contiene todos los materiales esenciales para las mediciones de DBO excepto los microorganismos necesarios. Una amplia variedad de materiales se ha usado para propósitos de siembra. La experiencia ha mostrado que los desechos de agua domesticas, particularmente de la combinación del sistema de alcantarillado, también proporciona equilibrio sobre una población de organismos mixtos, y normalmente 2 ml de agua de desechos por litro de agua diluida es suficiente. Se debe de tener cuidado de tomar aguas que contengan algas o bacterias nitrificantes en cantidades significantes.

El agua de dilución siempre será sembrada con agua de desechos u otros materiales para asegurar una población uniforme de organismos.

Finalmente, el agua de dilución debe ser aireada para saturarla con oxígeno antes de usarla.

#### **3.8.3.4. La Necesidad de Blancos**

En cualquier prueba de bioensayo hay una cierta cantidad de variación biológica. El blanco sirve como el valor de referencia de los cuales todos los cálculos de DBO son hechos, es importante que esto tenga algo de exactitud estadística. Normalmente tres blancos dan tal exactitud.

#### **3.8.3.5. Desechos de Dilución**

Normalmente es mejor tomar un grupo de tres diferentes diluciones. Cuando la fuerza de una muestra es conocida con cierta seguridad, dos diluciones son suficientes. Cuando las muestras son desconocidas, las diluciones cubrirán un rango considerable, y en algunos casos pueden ser necesarias más de cuatro diluciones.

Ha sido demostrado que la DBO no es influenciada por la concentración de oxígeno por debajo de 0.5 mg/l.

Si un porcentaje de mezcla de 0.2 y uno de 1.0 son incluidos, el alcance de DBO se extiende de 200 a 3500 mg/l podría presentar error en el estimado original.

#### **3.8.3.6. Frascos de Incubación**

Los frascos usados para análisis de DBO están equipados con tapones de vidrio esmerilados para prevenir trampas de aire al momento de ser insertados. Los frascos deben cubrirse con una trampa de agua para prevenir el aire del interior del frasco durante el periodo de incubación.

Es extremadamente importante que los frascos usados para trabajos de DBO estén libres de materia orgánica. La limpieza puede ser realizada con una solución de ácido crómico o una buena cantidad de detergente. Si se utiliza detergente, los frascos serían enjuagados con agua caliente para eliminar los organismos nitrificadores los cuales pueden desarrollarse sobre las paredes de los frascos.

#### **3.8.3.7. Oxígeno Disuelto Inicial**

Con muestras cuya DBO esta por debajo de 200 mg/l, es necesario usar cantidades de muestra en exceso de 1.0 por ciento. Con diluciones de muestras del 20 por ciento, es

necesario ajustar la temperatura a 20°C, airearla hasta saturación, para después asumir que la concentración de oxígeno disuelto es igual al agua de saturación. Esto elimina la necesidad de medir oxígeno disuelto en dicha muestra, y también satisface la demanda de oxígeno inmediata. Con muestra de dilución, mayores al 20 por ciento, el oxígeno disuelto de la muestra sería determinado por separado.

### 3.8.3.8. Cálculos de DBO

Los cálculos de DBO pueden determinarse utilizando cualquiera de las dos simples formulas:

$$DBO(mg / l) = \left[ (OD_b - OD_i) \frac{100}{\%} \right] - (OD_b - OD_s) \quad (3.8.4.)$$

Por la muestra directa:

$$DBO(mg / l) = \left[ (OD_b - OD_i) \frac{vol.del\ frasco}{ml\ muestra} \right] - (OD_b - OD_s) \quad (3.8.5.)$$

En esos cálculos,  $OD_b$  y  $OD_i$  son los valores de oxígeno disuelto en el blanco y en las diluciones de las muestras, respectivamente, a final del periodo de incubación, y  $OD_s$  es el oxígeno disuelto original presente en la muestra sin diluir. De las ecuaciones (3.8.4. y 3.8.5.), es obvio que cuando  $OD_s$  se aproxima al valor  $OD_b$  esto puede ser ignorado. Además, esto llega a ser necesario para corregir el oxígeno disuelto de la muestra cuando la DBO excede 200 mg/l porque el valor de  $OD_b - OD_s$  rara vez excede un valor de 8. La prueba de DBO es considerada para tener una exactitud de  $\pm 5$  por ciento.

### 3.8.4. Aplicación de Datos de DBO

Es la prueba principal es realizada a desechos domésticos e industriales para determinar fuerza en términos de oxígeno requerido para la estabilización. Es la única prueba que mide la cantidad de materia orgánica presente biológicamente oxidable que puede ser usada para determinar las razones a las cuales ocurrirá la oxidación, o la DBO será ejercida, en cuerpos receptores de agua. La DBO por lo tanto es el principal criterio usado en el control de contaminación en arroyos donde la carga orgánica debe ser restringida para mantener los niveles de oxígeno disuelto deseados. La determinación es usada para medir la capacidad de purificación de arroyos.

Es un factor en la elección del método de tratamiento y es usado para determinar el tamaño de ciertas unidades, particularmente filtros de goteo y unidades de lodos activados. La prueba es usada para evaluar la eficiencia en los sistemas de tratamiento<sup>20</sup>.

*Ver apéndice 8*

### **3.9. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO**

#### **3.9.1. Consideraciones Generales**

La prueba de la demanda química de oxígeno (DQO) es ampliamente usada como una medida de la fuerza contaminante de desechos domésticos e industriales. Esta prueba permite medir los desechos en términos de la cantidad total de oxígeno requerido para la oxidación de dióxido de carbono y agua de acuerdo con la ecuación (3.8.1.). Esta basada en el hecho de que todos los compuestos orgánicos, con algunas excepciones, pueden ser oxidados por la fuerte acción de agentes oxidantes bajo condiciones ácidas. El nitrógeno amino será convertido en nitrógeno amoniacal como se indica en la ecuación (3.8.1.). Aunque, el nitrógeno orgánico en estados de oxidación altos será convertido a nitratos.

Durante la determinación de DQO, la materia orgánica es convertida a dióxido de carbono y agua sin reparar en lo biológico. Por ejemplo, glucosa y lignina se oxidaran completamente. Los valores de DQO son más grandes que los valores de DBO y pueden ser mucho más grandes cuando cantidades significantes de materia orgánica biológicamente resistentes están presentes. Ejemplo de ello son los desechos de pulpa de madera ya que contienen lignina.

Una de las limitaciones principales de la prueba de DQO es su incapacidad de distinguir entre biológicamente oxidable y materia orgánica biológicamente inerte. En suma, no es proporcional a alguna evidencia de la razón a la cual la materia activa biológicamente sería estabilizada bajo condiciones normales en la naturaleza.

La mayor ventaja de la prueba de DQO es el tiempo corto requerido para la evaluación. La determinación puede ser hecha en aproximadamente 3 horas es más corto que el necesitado de 5 días para la medida de DBO. Por esta razón es usado como un sustituto para la prueba de DBO en muchas instancias. Los datos de DQO a menudo

---

<sup>20</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 416 – 431.

pueden ser interpretados en términos de valores de DBO después de la experiencia suficiente que ha sido acumulada para establecer factores de correlación confiables.

### **3.9.2. Historia de la Prueba de DQO**

Los agentes químicos oxidantes han sido ampliamente usados para mediciones de demanda de oxígeno de agua contaminada. Soluciones de permanganato de potasio fueron usadas por muchos años. La oxidación causada por permanganato fue altamente variable con respecto a varios tipos de compuestos, y el grado de oxidación varía considerablemente con los reactivos fuertes usados. Los valores de oxígeno consumido siempre fueron considerablemente menos que los valores de 5 días de DBO. Este hecho demostró la incapacidad de permanganato de alcanzar el punto final de la oxidación.

Sulfato cérico, yodato de potasio, y dicromato de potasio son otros agentes oxidantes que han sido estudiados extensivamente para la determinación de la demanda química de oxígeno. El dicromato de potasio ha demostrado ser el más práctico, ya que es capaz de oxidar una amplia variedad de sustancias orgánicas casi completamente a dióxido de carbono y agua. Porque todos los agentes oxidantes deben ser usados en exceso, es necesario medir la cantidad de exceso sobrante al final del periodo de reacción para calcular la cantidad usada en la oxidación de la materia orgánica. Es relativamente fácil medir algún exceso de dicromato de potasio, un punto importante a su favor.

Para oxidar completamente la materia orgánica utilizando al dicromato de potasio, la solución debe ser fuertemente ácida y a una temperatura elevada. Como un resultado, materiales volátiles originalmente presentes y algunos formados durante el periodo de digestión pueden fugarse. El reflujo en el condensador es usado ordinariamente para este propósito y permite que la muestra hierva sin pérdidas significantes de compuestos orgánicos volátiles.

Ciertos compuestos orgánicos, particularmente de peso molecular bajo ácidos grasos, no se oxidan con el dicromato a menos que un catalizador este presente. Se ha encontrado al sulfato de plata como un buen catalizador. Hidrocarburos aromáticos y piridina no se oxidan bajo algunas circunstancias.

### 3.9.3. Medida del Exceso del Agente Oxidante

En el método de medición de DQO, un exceso de agente oxidante debe estar presente para asegurarse que toda la materia orgánica se oxide completamente. Es necesario, desde luego, medir el exceso de alguna manera para que la cantidad actual pueda reducirse y ser determinada. Una solución de un agente reductor es utilizada.

### 3.9.4. Blanco

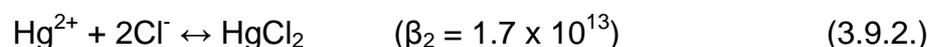
Ambas pruebas; DQO y DBO están diseñadas para medir los requerimientos de oxígeno por oxidación de materia orgánica presente en la muestra. Ya que es imposible excluir materia orgánica externa en la prueba de DBO y poco práctico al hacer la prueba de DQO, la muestra del blanco es requerida en ambas determinaciones.

### 3.9.5. Interferencias Inorgánicas

Ciertos iones inorgánicos reducidos pueden ser oxidados bajo las condiciones de la prueba de DQO y así puede causar resultados altamente erróneos. Los cloruros causan los más serios problemas porque sus concentraciones son normalmente altos en la mayoría de agua de desechos.



Afortunadamente estas interferencias pueden ser eliminadas agregando sulfato de mercurio previo a la adición de la muestra de otros reactivos. Los iones mercúricos se combinan con los iones cloruro para formar complejos ionizados cloruro de mercurio pobremente ionizado.



A excepción el uso de sales mercúricas pueden ser aumentadas, a menos que se han hechas prevenciones para la descarga de las muestras que contengan mercurio a las alcantarillas.

### **3.9.6. Aplicación de Datos de DQO**

La prueba de DQO es usada extensivamente en el análisis de aguas de desechos industriales. Es particularmente valiosa cuando se descargan aguas a la alcantarilla. Los resultados pueden ser obtenidos dentro de un tiempo relativamente corto y tomar medidas cuando esto sucede. En conjunto con la prueba de DBO, la prueba de DQO es un indicador útil para detectar condiciones tóxicas y la presencia de sustancias orgánicas biológicamente resistentes<sup>21</sup>.

### **3.9.7. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno para Aguas Superficiales y de Desecho con un Micro Análisis – Semi – Automatizado**

Existe una micro técnica de digestión para la determinación de la demanda química de oxígeno (DQO). Se basa en una medida espectrofotométrica automatizada, después de un método completo de digestión. La sensibilidad adecuada a los 600 nm es lograda usando una celda de 50 mm para medir los valores de DQO en el rango de 3 – 900 mg/l. El método semi – automatizado es comparado a el método estándar con respecto a precisión, exactitud, facilidad de análisis, y comparación de datos.

La oxidación de desechos orgánicos e inorgánicos en un cuerpo receptor de agua reduce el suministro de oxígeno disuelto, que puede tener un profundo efecto sobre la vida acuática. Una determinación significativa de la demanda de oxígeno natural de agua de desechos ha sido un problema desde el siglo XIX. La prueba de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) fue desarrollada para medir la demanda de oxígeno natural de desechos bajo condiciones de laboratorio similares a aquellas encontradas en aguas receptoras. La mayor desventaja de la prueba de DBO es el largo tiempo requerido para el análisis, la pobre precisión, y la indeterminable exactitud del método.

Con la prueba de la DQO se reduce sustancialmente el tiempo requerido para estimar la última demanda de oxígeno de un agua de desechos. La adición de sulfato de plata y sulfato de mercurio en la solución de digestión del dicromato ácido aumenta la seguridad de la prueba de (DQO). Aunque, desde la oxidación química no se distingue entre desechos biológicamente estables e inestables, una correlación entre valores de DQO y DBO deben ser desarrollados para cada tipo de muestras.

---

<sup>21</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 433 – 437.

Además, el consumo de cantidades grandes de reactivos caros, el blanco y la dificultad de disposición de cantidades grandes de mercurio altamente acidificado, plata, y desechos de cromo, son serios problemas para la mayor parte de los laboratorios industriales.

Bloor y Johnson determinaron el contenido orgánico de materiales biológicos utilizando al dicromato como un oxidante y midiéndole exceso de dicromato espectrofotométricamente. El procedimiento espectrofotométrico ha sido aplicado a los análisis de muestras de agua en la cual la DQO fue determinada por medidas de la aparición del Cr(III) después del método de digestión.

La muestra de digestión se desarrolla usando un digestor continuo o un baño de alta temperatura. Aunque, Tiffy y Cain reportaron datos que mostraron que esos procedimientos automatizados no producen resultados equivalentes a el método estándar para todos los tipos de muestra. La incompatibilidad de datos fueron atribuidos a muestras de oxidación incompleta causada por el corto tiempo de digestión en el método automatizado. Además, la más alta concentración de ácido sulfúrico usado en la mayor parte de sistemas automatizados requiere que una pequeña cantidad de sulfato de mercurio sea usado para evitar su precipitación en la línea de la muestra y en la celda. La menor cantidad de sulfato de mercurio es utilizado para eliminar las interferencias de cloruros.

El método reportado aquí combina las ventajas de la seguridad del procedimiento de digestión estándar, con la sensibilidad superior y precisión de un procedimiento automatizado basado sobre la medida de Cr (III) del espectrofotómetro. El uso de este método micro semi – automatizado del método de DQO se triplico la productividad de estos laboratorios y se redujo el consumo de reactivos muy caros y la producción de desechos veinte veces.

### **3.9.8. Método de HASH**

Aparato. Las muestras fueron digeridas en Reactor Hash Cod.

Trabajando estándares de 25, 50, 75, 100, 250, 500 y 750 mg/l. La DQO fue preparada por diluciones de 2.5, 5, 7.5, 10, 25, 50 y 75 ml de la solución madre existente aforando a 1 litro, respectivamente.

*Solución de digestión:* Se utiliza para inducir la oxidación de la materia orgánica presente en la muestra. El agente oxidante es la materia orgánica presente en la muestra, y el agente reductor es el dicromato de potasio  $K_2Cr_2O_7$ .

*Solución catalizadora:* Simplemente se emplea para acelerar el proceso de la reacción de oxidación de la materia orgánica.

Las especies inorgánicas reducidas, tales como el hierro ferroso, el sulfuro, el manganeso, etc., resultan oxidadas cuantitativamente bajo condiciones de prueba.

La mayor parte de la materia orgánica resulta oxidada por una mezcla de ebullición del ácido crómico y sulfúrico. Se somete a digestión una muestra en una solución ácida fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio  $K_2Cr_2O_7$ . Después de la digestión, el  $K_2Cr_2O_7$  no reducido que quede se determina mediante espectrofotometría, la cantidad de  $K_2Cr_2O_7$  consumido y así calcular la materia orgánica oxidable en términos de equivalente de oxígeno.

*Ver apéndice 9*

### **3.10. SÓLIDOS**

#### **3.10.1. Consideraciones Generales**

La ingeniería ambiental se preocupa de las mediciones de materia sólida de los materiales líquidos y semilíquidos contenidas en aguas potables, aguas contaminadas, desechos domésticos e industriales y lodos producidos en procesos de tratamiento. Hablando estrictamente, toda la materia excepto el agua contenido en materiales líquidos es clasificada como materia sólida. La definición usual de sólidos, se refiere a la materia que queda como residuo de la evaporación y secado entre 103 a 105°C. Todos los materiales que ejercen una presión de vapor significativa a tales temperaturas, se pierden durante la evaporación y el procedimiento de secado. Los residuos, o sólidos, quedan representados solo en esos materiales presentes en una muestra que tienen una insignificante presión de vapor a 105°C.

Debido a la gran variedad de materiales orgánicos e inorgánicos encontrados en los análisis para sólidos, las pruebas son empíricas en carácter y relativamente sencillas para llevarse a cabo. Métodos gravimétricos son usados en muchos de estos casos. La excepción es la medida de sólidos sedimentables y la estimación de sólidos disueltos por medidas específicas de conductancia. Los mayores problemas en los análisis para sólidos tienen que ver con pruebas específicas diseñadas para ganar información sobre las cantidades de varias especies de sólidos presentes, disueltos, suspendidos, volátiles y fijos.

### 3.10.1.1. Sólidos Disueltos y No Disueltos

En aguas potables, la mayoría de la materia esta en forma disuelta y consiste principalmente de sales inorgánicas, pequeñas cantidades de materia orgánica, y gases disueltos. El contenido de sólidos totales de aguas potables normalmente tiene una escala de 20 a 1000 mg/l, y por regla general, el contenido de sólidos totales aumenta con la dureza. En otros materiales líquidos, las cantidades coloidales insolubles y materia suspendida aumentan con el grado de contaminación. Las sustancias no disueltas son normalmente referidas como materia suspendida ó sólidos suspendidos<sup>22</sup>.

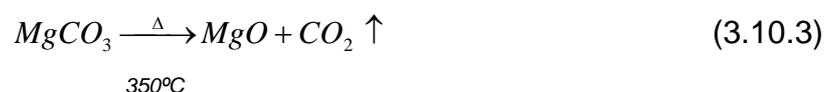
### 3.10.1.2. Sólidos Volátiles y Fijos

Uno de los mayores objetivos de determinación de sólidos realizados de desechos domésticos, desechos industriales, y muestras de lodo son para obtener una medida de la cantidad de materia orgánica presente. Esta prueba es realizada por un procedimiento de combustión en que la materia orgánica es convertida a dióxido de carbono y agua, mientras la temperatura es controlada para prevenir la descomposición y volatilización de sustancias inorgánicas. La pérdida en peso es interpretado en términos de materia orgánica.

El procedimiento estándar recomienda temperatura de 600°C. Es aproximadamente la temperatura más baja con la cual la materia orgánica, particularmente residuos de carbón resultan de la pirolisis de carbohidratos y otras materias orgánicas, como se muestra en la ecuación (3.10.1.), puede ser oxidada a velocidad razonable.



También, a 600°C la descomposición de sales inorgánicas es minimizada. Algunos compuestos de amonio no liberados durante el secado son volatilizados, pero la mayoría de otras sales inorgánicas son relativamente estables, con la excepción de carbonato de magnesio, como se muestra en la ecuación.



---

<sup>22</sup> Rigola, Lapeña Miguel. *Tratamiento de Aguas Industriales. Aguas de Proceso y Residuales*. Editorial Alfaomega. p 32.

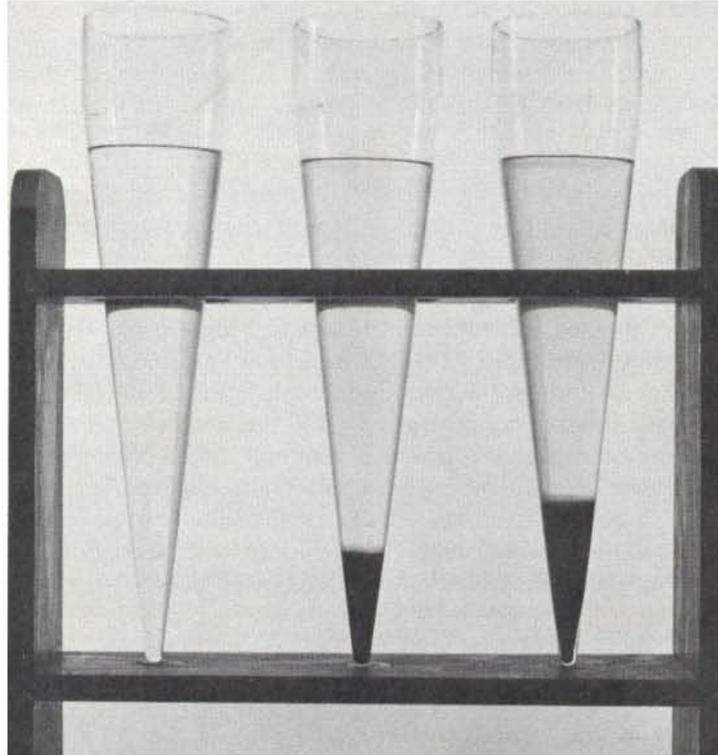
En la determinación del contenido volátil de sólidos suspendidos, sales inorgánicas disueltas no son una consideración porque ellos son retirados durante el procedimiento de filtración.

Serios errores pueden ser introducidos en determinaciones de sólidos volátiles por el comportamiento de temperaturas incontroladas. Por esta razón la combustión de esta práctica estándar debe realizarse en un horno de mufla donde la temperatura puede ser controlada con precisión. El carbonato de calcio es descompuesto a temperaturas por encima de 825°C, y ya que es un componente mayor de las sales inorgánicas normalmente presentes en muestras sujetas a análisis de sólidos volátiles, su descomposición puede introducir errores significantes. A menos que el cuidado sea ejercido en las etapas iniciales. La decrepitación puede ser eliminada por un encendido controlado preliminar de muestras con un quemador de bunsen para destruir todos los materiales flamables antes de poner las muestras en el horno de mufla. Si el ensayo es realizado correctamente, el peso perdido sufrido es una medida de materia orgánica, y el residuo sobrante representa la ceniza o sólidos fijos.

### **3.10.1.3. Sólidos Sedimentables**

El término de sólidos sedimentables es aplicado a sólidos en suspensión que se depositarán, bajo condiciones en reposo, por la influencia de gravedad. Solamente los sólidos suspendidos gruesos con una gravedad específica más grande que la del agua depositada. Los lodos son acumulaciones de sólidos sedimentables. Sus mediciones son importantes en la práctica para determinar la necesidad de unidades de sedimentación y el comportamiento físico de desechos en arroyos descargados a cuerpos de aguas naturales.

La determinación de sólidos sedimentables es de particular importancia en el análisis de desechos de aguas. La prueba es conducida ordinariamente en un cono Imhoff (ver figura 3.10.1.), permitiendo 1 h de tiempo justo bajo condiciones de reposo. Los resultados son medidos y reportados en términos de mililitros por litro.



**Figura 3.10.1.** Conos Imhoff usados para medir sólidos sedimentables.

### **3.10.2. Sólidos Totales o Residuos en Evaporación**

La determinación de sólidos totales es un análisis de poco valor en aguas contaminadas y aguas residuales domésticas porque son difíciles de interpretar con exactitud. En muchos casos los sólidos disueltos en el agua original representa el mayor porcentaje del total encontrado en el agua residual pero es imposible evaluar este dato a menos que se conozca el contenido de sólidos en la muestra original. Esta prueba fue originalmente ideada como una medida de evaluar la cantidad de materia contaminante. Ya que la DBO y DQO son capaces de evaluar la fuerza de estos contaminantes con mayor precisión no se justifica utilizar esta prueba para ese fin.

### **3.10.3. Materia Disuelta y Suspendida**

Los sólidos suspendidos pueden ser determinados por filtración a través de un crisol gooch en la manera usual. La técnica preferida es filtrar una muestra de agua a través de papel filtro y determinar sólidos totales en el filtrado. La diferencia entre sólidos totales en muestras filtradas y no filtradas es una medida de los sólidos suspendidos presentes.

### **3.10.4. Sólidos Suspendidos**

La determinación de sólidos suspendidos es extremadamente valiosa en los análisis de aguas contaminadas. Es uno de los mayores parámetros usados para evaluar la fuerza de agua de desechos domésticos y para determinar la eficiencia de unidades de tratamiento. En trabajo de control de contaminación de arroyos, todos los sólidos suspendidos se consideraran como sólidos sedimentables, como el tiempo no es un factor limitante. La deposición se realizara a través de floculación biológica y química; por lo tanto la medida de sólidos suspendidos es considerada tan importante como la DBO.

Es extremadamente importante que el crisol gooch sea cuidadosamente preparado y llevado a peso constante antes de usarse.

El contenido volátil de sólidos suspendidos puede ser determinado en el horno de mufla. Los sólidos suspendidos a menudo contienen tanto como 80% de materia volátil. Los sólidos fijos remanentes frecuentemente pesan menos de 2 mg.

El contenido volátil de sólidos suspendidos puede ser determinado colocando los filtros de fibra de vidrio en un horno de mufla. El filtro no es destruido por este procedimiento. Una temperatura de 600°C está cerca del punto de fusión del filtro y por está razón el tiempo requerido para esta prueba no deberá de pasar de 5 a 10 minutos. Este problema puede ser minimizado usando una temperatura de combustión de 580°C. Una pequeña pérdida de peso ocurre en el filtro durante el secado y combustión.

Los sólidos suspendidos son reportados en términos de miligramos por litro, y sólidos suspendidos volátiles son normalmente reportados en términos de porcentaje de los sólidos suspendidos.

### **3.10.5. Determinaciones Aplicables para Desechos Industriales**

La prueba de sólidos sedimentables es particularmente importante, para determinar si las facilidades primarias de sedimentación son necesarias en el tratamiento. Además, la determinación de sólidos totales tiene una importancia especial. Muchos desechos industriales contienen normalmente cantidades de sales inorgánicas disueltas, y su presencia es fácilmente detectada por las pruebas sólidos totales. Su concentración y naturaleza son factores en la determinación de la susceptibilidad del tratamiento de desechos en forma anaeróbica.

El contenido volátil de los sólidos totales fue usado extensivamente para medir la cantidad de materia orgánica presente. Esto fue muy útil en la valoración de cantidades de materia orgánica biológicamente inerte, tal como lignina del licor de pulpa de madera<sup>23</sup>.

### **3.10.6. Interferencias de Sólidos Totales**

El agua fuertemente mineralizada con una concentración significativa de calcio, magnesio, cloruro y/o sulfato puede ser higroscópica y requerir un secado prolongado, una desecación adecuada y un pesado rápido. Elimínense las partículas gruesas flotables o los aglomerados sumergidos de materiales no homogéneos si se decide que su inclusión no es deseable en el resultado final. Dispérsese con un mezclador la grasa y el aceite flotante antes de separar una porción de muestra para análisis. Puesto que un residuo excesivo en la placa puede formar una costra hidrófila, límitese el tamaño de la muestra para que proporcione un residuo no mayor de 200 miligramos.

### **3.10.7. Interferencias de Sólidos Totales Suspendidos**

Elimínese de la muestra las partículas gruesas flotables o los aglomerados sumergidos de materiales no homogéneos, si se decide que su inclusión no es deseable en el resultado final. Puesto que un residuo excesivo sobre el filtro puede formar una costra hidrófila, límitese el tamaño de la muestra para que proporcione un residuo no mayor de 200 mg. Para las muestras ricas en sólidos disueltos, lávese meticulosamente el filtro para asegurar la eliminación del material disuelto. Los tiempos de filtración prolongados, consecuencia de la obturación del filtro, pueden originar resultados altos debido a una cantidad excesiva de sólidos capturados en el filtro obturado<sup>24</sup>.

*Ver apéndice 10*

---

<sup>23</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mg Graw-Hill. p 454 – 461.

<sup>24</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 2-80, 2-83.

## 3.11. CLORURO

### 3.11.1. Consideraciones Generales

Los cloruros se encuentran en todas las aguas de la naturaleza en muy variada concentración. Los cloruros aumentan normalmente a medida que el contenido de minerales aumenta. Los suministros de agua de las mesetas y montañas normalmente están bastante bajos en cloruros, mientras los ríos y aguas subterráneas normalmente tienen una cantidad considerable. Las aguas de mares y océanos representan el resultado de los residuos de una evaporación parcial de las aguas naturales que fluyen hacia ellos, y los niveles de cloruro están muy altos.

Los cloruros llegan a las aguas naturales de muchas maneras. El poder solvente del agua disuelve cloruros de la capa terrestre y de las formaciones profundas. El rocío de los océanos es llevado al interior como gotitas o como pequeños cristales de sal, que resultan de la evaporación del agua. Las aguas de océanos y mares invaden los ríos que desembocan en ellos, particularmente en los ríos más profundos. El agua salada, se hace más densa, y fluyen debajo del agua dulce. Hay un constante ínter-mezclado del agua salada con agua dulce antes mencionado. Las aguas subterráneas en áreas adyacentes al océano están en equilibrio hidrostático con el agua de mar. El bombeo de las aguas subterráneas produce una diferencia en la cabeza hidrostática a favor del agua de mar, y esta se introduce hacia el área de agua dulce.

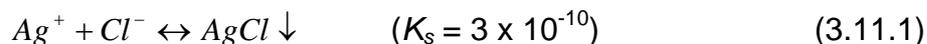
Los desechos humanos, particularmente la orina, contiene cloruros en una cantidad equivalente a los cloruros consumidos en la comida y el agua. Esta cantidad en promedio es de 6 gramos de cloruro por persona por día y el incremento de la cantidad del ión  $Cl^-$  en aguas residuales es alrededor de 15 mg/l por encima de lo que lleva el agua. De este modo los efluentes de aguas residuales añaden cloruros considerables que reciben las corrientes. El control de contaminantes de las aguas superficiales por cloruros contenidos en desechos industriales es de consideración en los ríos del valle de Ohio y en todas las áreas donde los campos o yacimientos petrolíficos y otras aguas cargadas de sal alcanzan los arroyos.

### 3.11.2. Importancia de los Cloruros en Salud Pública.

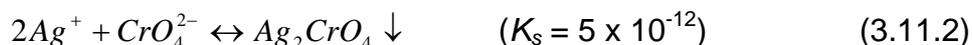
Los cloruros en concentraciones razonables no son dañinos para los humanos. En concentraciones mayores a 250 mg/l le da un sabor salado al agua, lo cual es desagradable para muchas personas. Por esta razón los cloruros están generalmente limitados a 250 mg/l en suministros destinados para uso público. En muchas áreas del mundo donde el suministro de agua es escaso, las fuentes que contienen más de 2000 mg/l son usados para uso domestico sin el desarrollo de efectos adversos, una vez que el sistema humano comienza a adaptarse al agua.

### 3.11.3. Método de Mohr o Argentométrico

El método de Mohr emplea una solución de nitrato de plata para titulación, se recomienda el uso de una solución 0.0141 N. La solución de nitrato de plata puede ser estandarizada contra una solución estándar de cloruros preparada de cloruro de sodio puro. En la titulación el ión cloruro es precipitado como cloruro de plata blanco.



El punto final no puede ser detectado por el ojo a menos que sea capaz de demostrar la presencia del exceso de  $Ag^+$  presente. El indicador normalmente usado es el cromato de potasio, el cual sustituye a los iones cromatos. Como la concentración de los iones cloruro aprovechan la ausencia, la concentración del ión plata se incrementa a un nivel al cual la solubilidad del producto de cromato de plata esta en exceso y comienza a formar un precipitado café – rojizo.



Esto es tomado como evidencia de que todos los cloruros han sido precipitados. Puesto que un exceso de  $Ag^+$  se necesito para producir una cantidad visible de  $Ag_2CrO_4$ , el error del indicador o blanco debe ser determinado y restado para todas las titulaciones.

Es necesario hacer la siguiente recomendación.

1. Una muestra uniforme en tamaño debe ser usado, preferentemente 100 ml, de este modo las concentraciones iónicas lo necesitan para indicar que el punto final sea constante.
2. El pH debe estar en el rango de 7 a 8 porque el ión  $Ag^+$  es precipitado como  $AgOH$  a niveles de pH elevados y el  $CrO_4^{2-}$  es convertido a  $Cr_2O_7^{2-}$  a niveles de pH bajos.

3. Una cantidad definida de indicador debe ser usada para proporcionar una cierta concentración de  $CrO_4^{2-}$ ; de otra manera  $Ag_2CrO_4$  puede formarse también pronto o no tan pronto.

El error del indicador o blanco varía algo con la habilidad de individuos a descubrir un cambio de color evidente. El rango usual es de 0.2 a 0.4 ml de titulante.

Si la solución de nitrato de plata usada para titulación es exactamente 0.0141 N, los cálculos para cloruros pueden ser simplificados como

$$Cl^- \left( \frac{mg}{l} \right) = \frac{(mlAgNO_3 - mlblanco) \times 0.5 \times 1000}{mlmuestra} \quad (3.11.3)$$

ya que  $0.0141 \times 35.46 = 0.5$ .

#### 3.11.4. Aplicación de la Información de Cloruros

En muchas áreas el nivel de cloruros en aguas naturales es una consideración importante en la selección de suministros para uso humano. En lugares donde las aguas salobres deben ser usadas para propósitos domésticos, la cantidad de cloruros presentes es un factor importante en la determinación del tipo de aparatos de desalinización que se usaran. La determinación de cloruro es usado para controlar el bombeo de aguas subterráneas para localidades donde la intrusión de agua de mar es un problema.

El cloruro de sodio tiene una historia importante como un trazador. Una de estas principales aplicaciones ha sido en el trazamiento de fuentes de contaminación. Esto es conveniente por cinco razones:

1. Esta presencia no es detectable a simple vista.
2. Este es un constituyente normal del agua y no tiene efectos tóxicos.
3. El ión cloruro no es adsorbido por la formación de suelos.
4. Esto no altera o cambia por procesos biológicos.
5. El ión cloruro es fácilmente medido<sup>25</sup>.

---

<sup>25</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 400 – 404.

### 3.11.5. Principio del Método Argentométrico

En una solución neutra o ligeramente alcalina, el cromato potásico puede indicar el punto final de la titulación de cloruros con nitrato de plata. Se precipita cloruro de plata cuantitativamente antes de formarse el cromato de plata rojo.

### 3.11.6. Interferencias del Método Argentométrico

No interfieren las sustancias en las cantidades encontradas normalmente en el agua potable. El bromuro, yoduro y cianuro se registran como las concentraciones equivalentes de cloruro. Los iones sulfuro, tiosulfato y sulfito interfieren, pero se pueden eliminar con un tratamiento de peróxido de hidrógeno. El ortofosfato por encima de 25 mg/l interfiere por precipitar como fosfato de plata. El hierro por encima de 10 mg/l interfiere por enmascarar el punto final<sup>26</sup>.

*Ver apéndice 11*

## 3.12. SÍLICE

### 3.12.1. Consideraciones Generales

El silicio es, después del oxígeno, el elemento más abundante de la corteza terrestre. Aparece como óxido (sílice) en el cuarzo y la arena y se combina con los metales en forma de variados silicatos minerales complejos, especialmente en las rocas ígneas. La degradación de las rocas que contienen sílice explica su presencia en las aguas naturales como partículas en suspensión, en estado coloidal o polimérico, y como ácidos silícicos o iones silicato. Con frecuencia, las aguas volcánicas y geotérmicas contienen sílice en abundancia.

Existen descripciones más completas de la presencia y química de sílice en el agua natural.

El contenido de sílice (SiO<sub>2</sub>) en el agua natural suele oscilar entre 1 y 30 mg/l, aunque no son raras concentraciones de 100 mg/l e incluso 1000 mg/l en algunas aguas salobres y piélagos.

---

<sup>26</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-77.

La presencia de sílice en el agua supone un problema industrial debido a la formación de placas de sílice y silicatos en el equipo, difíciles de eliminar, especialmente en las paletas de turbinas de vapor con presión elevada. La acción más frecuente consiste en eliminar la sílice con resinas intercambiadoras de aniones fuertemente básicas, en el proceso de desionización, por destilación o por ósmosis inversa. Algunas plantas utilizan la precipitación con óxido de magnesio en el proceso de suavizado de cal frío o caliente.

### **3.12.2. Principio del Método del Molibdosilicato**

A pH aproximado de 1.2, el molibdato amónico reacciona con sílice y cualquier fosfato presente para producir heteropoliácidos. El ácido oxálico se adiciona para destruir el ácido molibdofosfórico, pero no el molibdosilícico. Incluso cuando se sepa que no hay fosfato presente, es muy deseable la adición de ácido oxálico. La intensidad del color amarillo es proporcional a la concentración de sílice (molibdato - reactiva). Al menos en una de sus formas, la sílice no reacciona con molibdato, aun cuando es capaz de atravesar el papel de filtro y no se aprecie su turbidez. No se sabe el alcance de la presencia de sílice (no reactiva) en el agua. Se han utilizado términos como coloidal, cristaloides e iónica para distinguir entre varias formas de sílice, pero esa terminología no tiene mucho fundamento. La sílice (molibdato – no reactiva) se puede transformar en (molibdato - reactiva) por el calentamiento o fusión con álcali. Molibdato reactiva o no reactiva, no supone reactividad o falta de ella frente a otros reactivos o procesos.

#### **3.12.2.1. Interferencias**

Dado que tanto los aparatos como los reactivos pueden aportar sílice, hay que evitar al máximo la utilización de vidrio, y se emplearán reactivos bajos en sílice. También se deben realizar pruebas en blanco para corregir la sílice introducida. En este método interfiere el tanino, las cantidades grandes de hierro, el color, turbidez, sulfuro y fosfato. El tratamiento con ácido oxálico elimina la interferencia del fosfato y reduce la del tanino. Si es preciso, utilícese la compensación fotométrica para anular la interferencia del color o turbidez<sup>27</sup>.

*Ver apéndice 12*

---

<sup>27</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-204, 4-208.

### **3.13. GRASAS Y ACEITES**

#### **3.13.1. Consideraciones Generales**

El contenido de grasas de ciertos desechos domésticos, industriales y lodos; es una consideración importante el manejo y tratamiento de estos materiales para su destrucción final. La grasa es escogida con especial atención debido a su pobre solubilidad en agua y su tendencia para separarse de la fase acuosa. Aunque esta característica es ventajosa facilitando la separación de grasa por uso de mecanismos de flotación, esto complica la transportación de desechos a través de tubería, su destrucción en unidades de tratamiento biológico y su destrucción en receptores de agua.

Los desechos de la industria de carne empacada, particularmente donde se involucran las grasas pesadas de la matanza de carnero y ganado, tienen como resultados serias disminuciones en la capacidad de acarreo a alcantarillas. Tales experiencias, y otros factores relacionados con tratamiento o su destrucción final, han servido como base para la ordenanza y regulaciones de descarga de materiales grasientos para el sistema de alcantarillado o receptores de agua y ha forzado la instalación de facilidades de tratamiento preliminar por muchas industrias para la recuperación de grasas o aceites antes de que la descarga sea permitida.

Innumerables problemas son causados por grasas en la práctica de tratamiento de desechos. Muy pocas plantas tienen provisiones para la destrucción separada de grasas en basureros o por incineración; consecuentemente tales separaciones como espuma en tanques de depósitos primarios son normalmente transferidas con los sólidos sedimentados a unidades de destrucción. En tanques de lodos digestión, la grasa procura separarse y flotar hacia la superficie como una capa de espuma espesa, debido a su pobre solubilidad en agua y su baja gravedad específica. Los problemas de espuma han sido particularmente graves donde el contenido de desechos es alto en grasas, tal como los de la industria carnica, ya que son descargados en el sistema público de alcantarillado. La filtración al vacío de lodo es también complicada por el alto contenido de grasa.

No toda la grasa es retirada de las aguas residuales en las unidades primarias. Cantidades apreciables quedan en el purificador del agua de desechos finalmente dividido en una forma emulsificada. Durante ataques biológicos subsecuentes en tratamientos de unidades secundarias o en el receptor de riachuelo, los agentes emulsionantes son normalmente destruidos, y las partículas de grasa finalmente divididas llegan a liberarse

para fundirse en partículas grandes las cuales se separan del agua. En plantas de lodos activados, la grasa a menudo se acumula en bolas las cuales dan una mala apariencia en la superficie de los tanques de depósito finales. Ambos filtros goteantes y los procesos de lodos activados son adversamente afectados por cantidades excesivas de grasa las cuales parecen cubrir las formas biológicas para interferir con el oxígeno transferido del líquido para el interior de células vivientes.

La separación de grasa flotante en tanques de depósito finales ha sido un problema en algunas plantas de tratamiento. Este problema se atribuye al poco tiempo de contacto con los microorganismos los cuales mediante el proceso de oxidación destruirían la grasa. Como resultado la grasa es liberada y separada en los tanques de sedimentación o en los tanques de almacenamiento.

### **3.13.2. Medida de Grasas y Aceites**

En la determinación de grasas y aceites no se mide una cantidad absoluta de una sustancia específica. Más bien, se determinan cuantitativamente grupos de sustancias con características físicas similares sobre la base de su solubilidad común en triclorotrifluoroetano. (Grasas y aceites). Incluye otros materiales extraídos por el disolvente de una muestra acidificada (tales como los compuestos de azufre, ciertos tintes orgánicos y la clorofila) y no volatilizados durante la prueba.

La complejidad de la muestra puede dar resultados bajos o altos debido a la ausencia de especificidad analítica. El método no es aplicable para medir fracciones de bajo punto de ebullición que volatilizan a temperaturas por debajo de 70°C.

### **3.13.3. Métodos de Análisis**

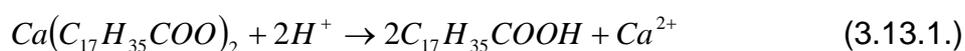
Todos los métodos comunes de determinación de grasa dependen de una solución preferencial de los materiales grasientos y el reactivo utilizado en la extracción.

#### **3.13.3.1. Agua de Desechos**

Aceites, grasas, ceras y ácidos grasos son la principal sustancia clasificada como grasa en aguas de desechos domésticos. Las aguas de desechos industriales pueden

contener esteres simples y posiblemente, algunos otros compuestos en la misma categoría.

El termino aceite representa una gran variedad de sustancias colocando a hidrocarburos de bajo a alto peso molecular de origen mineral, abarcando en registro de gasolina a través de combustible pesado y aceites lubricantes. Además, esto incluye todas las glicerinas de origen animal y vegetal que son líquidos a temperaturas normales. Los ácidos grasos ocurren principalmente en un precipitado formado como jabones de calcio y magnesio. Como tal, ellos son insolubles en los solventes. Las muestras son acidificadas con ácido clorhídrico para un pH de aproximadamente 1 para liberar los ácidos grasos libres. La reacción involucrada puede ser representada por la ecuación.



Los ácidos grasos de alto peso molecular son relativamente insolubles en agua<sup>28</sup>.

#### 3.13.4. Principio del Método de Partición - Gravimetría

El aceite o la grasa disuelta o emulsionada es extraída del agua por íntimo contacto con el triclorotrifluoroetano. Algunas grasas y ácidos grasos especialmente no saturados, extraíbles, se oxidan con rapidez; en consecuencia, se incluyen precauciones especiales con respecto a la temperatura y desplazamiento de vapor del disolvente para reducir este efecto.

##### 3.13.4.1. Interferencias

El triclorotrifluoroetano tiene la capacidad de disolver no sólo aceites y grasas sino también otras sustancias orgánicas. Ningún disolvente conocido disolverá de forma selectiva sólo aceite y grasa. La eliminación del disolvente tiene como resultado la pérdida de los hidrocarburos de cadena corta, y aromáticos sencillos por volatilización. En este proceso se pierden cantidades significativas de destilados del petróleo desde la gasolina hasta el aceite combustible n.º2. Además, los residuos más pesados del petróleo pueden contener una porción significativa de los materiales que no son extraíbles con el disolvente<sup>29</sup>.

---

<sup>28</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 488 – 491.

<sup>29</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 5-49, 5-50.

*Ver apéndice 13*

### **3.14. FOSFATO**

#### **3.14.1. Consideraciones Generales**

Los únicos compuestos inorgánicos de fósforo de importancia en prácticas de ingeniería son los fosfatos o sus formas molecularmente deshidratados, normalmente referido tanto a ortofosfatos, fosfatos condensados piro, meta y polifosfatos y los ligados orgánicamente. Se presentan en solución, partículas o detritus, o en los cuerpos de organismos acuáticos. Orgánicamente en el término de fósforo es normalmente una consideración menor.

#### **3.14.2. Suministros de Agua**

Los polifosfatos son usados en suministro de agua pública como un medio de control de corrosión. También son usados en algunas aguas blandas como estabilizadores del carbonato de calcio.

Todas las aguas superficiales apoyan el crecimiento de los diminutos organismos acuáticos. Los organismos libres que flotan y nadan son llamados plancton y son de gran interés para ingeniería ambiental. El plancton esta compuesto de animales, zooplancton y plantas, fitoplancton. Los últimos son en su mayoría algas y ya que son organismos que contienen clorofila, su desarrollo es influenciado enormemente por la cantidad de elementos fertilizantes en el agua. Se ha comprobado que el nitrógeno y fósforo ambos son esenciales para el desarrollo de las algas y es el fósforo el que limita su cantidades de estos elementos es normalmente el factor que controla su desarrollo.

#### **3.14.3. Tratamiento de Agua de Desechos**

Las aguas de desechos domésticos son relativamente ricas en compuestos de fósforo. Antes del desarrollo de detergentes sintéticos, el contenido de fósforo inorgánico era de 2 a 3 mg/l y formas orgánicas variaban de 0.5 a 1.0 mg/l. La mayor parte del fósforo inorgánico es el resultado del rompimiento metabólico de proteínas.

La mayoría de los detergentes sintéticos contienen en su estructura grandes cantidades de polifosfatos. Muchos de ellos contienen de 12 a 13% de fósforo o por encima del 50%. El uso de estos materiales como sustituto para jabón ha aumentado del contenido de fósforo de agua de desechos. Se ha estimado que las aguas de desechos domésticos actualmente contienen de 2 a 3 veces más fósforo inorgánico.

Los organismos implicados en procesos biológicos de tratamiento de agua de desechos todos necesitan fósforo para reproducción y síntesis de nuevo tejido celular. El agua de desechos domésticos contiene cantidades de fósforo en exceso lejos de la cantidad necesitada para estabilizar la limitada cantidad de materia orgánica presente. Muchos desechos industriales no contienen cantidades suficientes de fósforo para crecimiento óptimo de los organismos usados en tratamiento. En tales casos, las diferencias pueden ser suministradas por la adición de fosfatos inorgánicos.

#### **3.14.4. Métodos de Determinación de Fosfato**

La ingeniería a menudo se interesa en el conocimiento de las cantidades de orto, poli y fósforo orgánico presente. Afortunadamente es posible medir ortofosfatos con muy poca interferencia de polifosfatos debido a su estabilidad bajo las condiciones de pH, tiempo y temperatura usada en esta prueba. Ambas formas poli y orgánica de fósforo deben ser convertidas a ortofosfato.

##### **3.14.4.1. Ortofosfato**

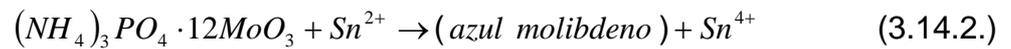
Los fósforos están presentes como ortofosfato ( $H_2PO_4^-$ ,  $HPO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{3-}$ ) y pueden ser medidos cuantitativamente por métodos gravimétricos, volumétricos o colorimétricos.

Los tres métodos colorimétricos son usados para medir ortofosfatos. Ellos son esencialmente el mismo en principio, pero difieren en la naturaleza del agente añadido para el desarrollo del color final. La química involucrada es esencialmente como sigue: El ión fosfato combinado con molibdato de amonio bajo condiciones ácidas para formar un compuesto complejo conocido como fosfomolibdato de amonio.



El contenido de molibdeno en fosfomolibdato de amonio también es fácilmente reducido para producir una solución coloreada azul que es proporcional a la cantidad de

fosfato presente. El exceso de molibdato de amonio no es reducido y por lo tanto no interfiere. Cualquiera de los dos ácido ascórbico o cloruro estagnoso pueden ser usados como el agente reductor. El compuesto coloreado formado nunca ha sido aislado, y su fórmula es desconocida. Es referido como azul molibdeno. La química involucrada con cloruro estagnoso como el agente reductor puede ser representado en una manera cualitativa como sigue:



Este método posibilita la determinación de hasta 7 µg P/l utilizando un recorrido de luz más largo. Por debajo de 100 µg P/l, se puede aumentar la fiabilidad y reducir las interferencias con un paso de extracción.

#### 3.14.4.2. Polifosfatos

Los polifosfatos pueden ser convertidos a ortofosfatos acidulando la muestra y colocándola a ebullición por espacio aproximado de 90 minutos. La hidrólisis puede ser acelerada en una autoclave a 20 psi. El exceso de ácido añadido acelera la hidrólisis primero debe ser neutralizado antes de proceder con la adición de la solución de molibdato de amonio. El ortofosfato formado del polifosfato es medido en la presencia de ortofosfatos originalmente presentes en la muestra por uno de los métodos aplicables para ortofosfatos. La cantidad de polifosfato es obtenido por diferencia<sup>30</sup>:

$$\text{Fosfato inorgánico total} - \text{ortofosfato} = \text{polifosfato} \quad (3.14.3.)$$

#### 3.14.5. Interferencias

Sílice y arsenato interfieren positivamente sólo cuando se calienta la muestra. Arseniato, fluoruro, torio, bismuto, sulfuro, tiosulfato, tiocianato o exceso de molibdato producen interferencias negativas. El hierro ferroso produce un color azul, pero no afecta a los resultados si su concentración es inferior a 100 mg/l. La interferencia del sulfuro se puede eliminar por oxidación con agua de bromo. Los siguientes iones no interfieren en concentraciones de hasta 1000 mg/l:  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Ba^{2+}$ ,  $Sr^{2+}$ ,  $Li^+$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $NH_4^+$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Hg^+$ ,  $Hg^{2+}$ ,  $Sn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Ag^+$ ,  $U^{4+}$ ,  $Zr^{4+}$ ,  $AsO_3^-$ ,  $Br^-$ ,

<sup>30</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 482 – 486.

$Co_3^{2-}$ ,  $ClO_4^-$ ,  $CN^-$ ,  $IO_3^-$ ,  $SiO_4^{4-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $SO_3^{2-}$ , pirofosfato, molibdato, tetraborato, selenato, benzoato, citrato, oxalato, lactato, tartrato, formato y salicilato. Si se usa  $HNO_3$  en la prueba,  $Cl^-$  interfiere a 75 mg/l<sup>31</sup>.

Ver apéndice 14

### 3.15. SURFACTANTES

#### 3.15.1. Consideraciones Generales

Los surfactantes entran en las aguas limpias y residuales principalmente por descarga de residuos acuosos del lavado doméstico e industrial de ropa y otras operaciones de limpieza. Un surfactante combina en una sola molécula un grupo muy hidrófobo con uno muy hidrófilo. Dichas moléculas tienden a congregarse en las interfaces entre el medio acuoso y las otras fases del sistema, como aire, líquidos oleosos y partículas, impartiendo por tanto propiedades tales como formación de espuma, emulsificación y suspensión de partículas.

El grupo hidrófobo del surfactante es por lo general un radical hidrocarburo (R) que contiene unos 10 a 20 átomos de carbono. Los grupos hidrófilos son de dos tipos, los que se ionizan en el agua y los que no se ionizan. Los surfactantes iónicos se subdividen en dos categorías, diferenciadas por la carga. Un ión surfactante aniónico tiene carga negativa, por ejemplo, el  $(RSO_3)^-Na^+$ , y uno catiónico tiene carga positiva, por ejemplo  $(RMe_3N)^+Cl^-$ . Los surfactantes que no se ionizan (no iónicos) contienen por lo común un grupo hidrófilo de polioxietileno  $(ROCH_2CH_2OCH_2CH_2...OCH_2CH_2OH$ , abreviado normalmente en  $RE_n$ , donde n es el número medio de unidades  $-OCH_2CH_2-$  del grupo hidrófilo). También existen híbridos de estos tipos.

Los surfactantes catiónicos suelen usarse para desinfección, ablandamiento textil y varios fines cosméticos, más que por sus propiedades detergentes. A los niveles de uso actual de agua y detergente el contenido de surfactante de las aguas residuales domésticas sin tratar se encuentra en el intervalo de 1 a 20 mg/l. La mayoría de los surfactantes de las aguas residuales domésticas se disuelven en equilibrio con cantidades proporcionales adsorbidas en las partículas.

---

<sup>31</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-195.

### 3.15.2. Precauciones Analíticas

Debido a las propiedades inherentes de los surfactantes, son necesarias precauciones analíticas especiales. Evítese la formación de espuma porque la concentración de surfactante es mayor en la fase espuma que en el volumen de fase acuosa asociada y esta última puede ser significativamente reducida. Si se forma espuma, déjese que desaparezca no moviéndola, o disuélvase por otros medios apropiados, y vuélvase a mezclar la fase líquida antes de tomar la muestra. Se puede presentar la adsorción del surfactante en las paredes del recipiente. Redúzcanse al mínimo los errores, si es necesario, enjuagando el envase con muestra, y para los surfactantes aniónicos añadiendo fosfato alcalino (por ejemplo,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  0.03 N)<sup>32</sup>.

### 3.15.3. Principio del Método Surfactantes Aniónicos como SAAM

Las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) llevan a cabo la transferencia del azul de metileno, un tinte catiónico, de una solución acuosa a un líquido orgánico inmisible, hasta equilibrio. Esto ocurre a través de la formación de un par iónico entre el anión SAAM y el catión azul de metileno. La intensidad del color azul resultante en la fase orgánica es una medida de la SAAM. Los surfactantes aniónicos se encuentran entre las más destacadas de las muchas sustancias, naturales y sintéticas, que muestran actividad al azul de metileno. El método SAAM es útil para valorar el contenido de surfactante aniónico de las aguas limpias y residuales, pero debe tenerse siempre en cuenta la posible presencia de otros tipos de SAAM.

Este método es relativamente simple y preciso. Comprende tres extracciones sucesivas en cloroformo ( $\text{CHCl}_3$ ) a partir de medio acuoso ácido que contenga azul de metileno en exceso, seguidas de lavado por contracorriente con agua, y la determinación del color azul en el  $\text{CHCl}_3$  por espectrofotometría a 652 nm<sup>32</sup>.

*Ver apéndice 15*

---

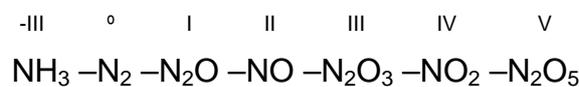
<sup>32</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 5-63 – 5-64, 5-69.

### 3.16. NITRÓGENO

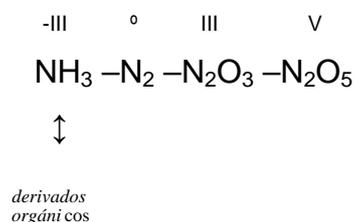
#### 3.16.1. Consideraciones Generales

Los compuestos de nitrógeno son de gran interés para la ingeniería ambiental debido a la importancia de los compuestos de nitrógeno en la atmósfera y en los procesos de vida de todas las plantas y animales. La química del nitrógeno es compleja porque existen los estados de oxidación, pueden ser positivos o negativos, dependiendo de si prevalecen condiciones aeróbicas o anaeróbicas.

Desde el punto de vista de la química inorgánica, el nitrógeno puede existir en siete estados de oxidación, como puede verse enseguida:



Hasta donde es sabido los compuestos de nitrógeno en I, II y IV estados de oxidación tienen poca o alguna importancia en procesos biológicos. Todas las otras formas son importantes y la química del nitrógeno de interés para la ingeniería ambiental puede ser resumida como sigue:

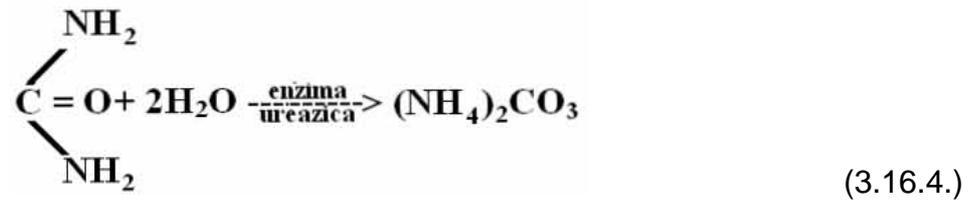


$\text{N}_2\text{O}_3$  y  $\text{N}_2\text{O}_5$  son los ácidos anhídridos de ácidos nitrosos y nítricos.

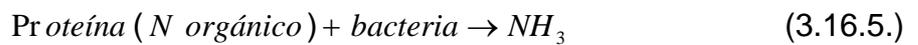
Las relaciones que existen entre varias formas de compuestos de nitrógeno y los cambios que pueden ocurrir en la naturaleza son mejor ilustrados por un diagrama conocido como el ciclo de nitrógeno, mostrado en la figura 3.16.1. Se puede observar que la atmósfera sirve como un depósito del cual el nitrógeno es constantemente removido por la acción de descargas eléctricas y la mezcla de bacterias con nitrógeno y algas.



de proteínas. El nitrógeno existente en la orina principalmente como urea, el cual es hidrolizado bastante rápido por la enzima ureazica a carbonato de amonio.

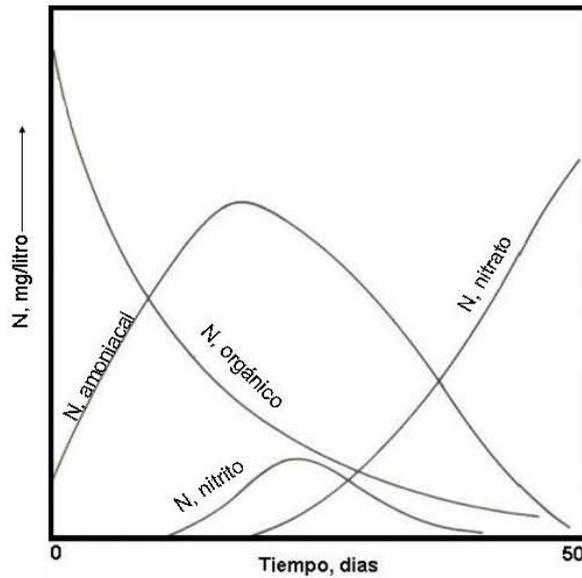


Las heces de los animales contienen cantidades apreciables de materia proteínica no asimilada (nitrógeno orgánico). Esto y los remanentes de materia proteínica en los cuerpos de los animales muertos y plantas son convertidos en gran medida a amoniaco por la acción de bacterias saprofitas, bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas:



### 3.16.2 Un Indicador de Calidad Sanitaria

Anterior a el desarrollo de pruebas bacteriológicas para determinar la calidad sanitaria del agua. La ingeniería ambiental ha dependido de pruebas químicas para proveer evidencias circunstanciales de la presencia de contaminación. La prueba de cloruro fue una de esas, pero eso no dio evidencia de como ocurría la contaminación. Los trabajos químicos con desechos y aguas recientemente contaminadas han enseñado que la mayor parte de los nitrógenos están presentes originalmente en la forma de nitrógeno orgánico (proteína) y amoniaco. Como progreso del tiempo, el nitrógeno orgánico es gradualmente convertido a nitrógeno amoniacal y después, si las condiciones aeróbicas están presentes, ocurre la oxidación de amoniaco a nitritos y después a nitratos. La figura 3.16.2. muestra el proceso de transformación. Por ejemplo, las aguas que contienen en su mayor parte nitrógeno orgánico y amoniacal se consideran como aguas de reciente contaminación, y por lo tanto de un peligro potencialmente grande.



**Figura 3.16.2.** Cambios ocurridos en formas de nitrógeno en aguas contaminadas bajo condiciones aeróbicas.

### 3.16.3. Oxidación en Ríos y Estuarios

La conversión autotrófica de amoniaco a nitritos y nitratos necesitan oxígeno, y así la descarga de nitrógeno amoniacal y su oxidación subsecuente pueden reducir seriamente los niveles de oxígeno disuelto en ríos y estuarios, especialmente donde se espera un desarrollo lento de bacterias nitrificadoras las cuales necesitan un tiempo de residencia largo. También, estos organismos se desarrollan en un amplio número cuando se cuenta con un sistema de tratamiento biológico aeróbico. La desinfección de efluentes con cloruro ha minimizado este problema.

### 3.16.4. Nitrógeno Amoniacal

Todo el nitrógeno existe como ión amonio o en el equilibrio



el cual será considerado como nitrógeno amoniacal.

### 3.16.4.1. Nesslerización Directa

En muestras que han sido propiamente clarificadas por un método de pre-tratamiento usando sulfato de zinc e hidróxido de sodio, es posible obtener una medida de la cantidad de nitrógeno amoniacal por tratamiento con reactivo de Nessler, que es una solución fuertemente alcalina de yoduro de potasio mercúrico. Su fórmula puede ser representado como  $K_2HgI_4$  o sencillamente  $2KI \cdot HgI_2$ . Se combina con  $NH_3$  en solución alcalina para formar una dispersión coloidal café – amarillento cuya intensidad de color es directamente proporcional a la cantidad de  $NH_3$  originalmente presente.

El color desarrollado con el reactivo de Nessler es igualado fácilmente por el ojo y muchas personas prefieren hacer comparaciones visuales para depender de métodos fotométrico. El reactivo de Nessler preparado por diferentes procedimientos y sobre diferentes posibilidades varía algo en su sensibilidad para amoníaco. Esto es usualmente buena técnica para preparar estándares visualmente frescos o una nueva curva de calibración en cada tiempo un cambio es hecho en el reactivo de Nessler.

### 3.16.4.2. Por Destilación

El procedimiento de Nesslerización directa esta sujeta a serios errores de colores extraños y turbiedad. Es poco práctico para usar esto en muchas muestras. El procedimiento de destilación es usado para separar el amoníaco de sustancias interferentes.

El ión amonio existe en equilibrio con amoníaco e ión hidrógeno, como se muestra en la ecuación (3.16.6.). En niveles de pH arriba de 7, el equilibrio es desplazado suficientemente a la derecha así que el amoníaco es liberado como un gas junto con el vapor producido cuando una muestra es calentada como sigue:

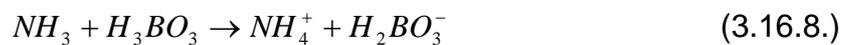


Si el abastecimiento es hecho para condensar el vapor, el amoníaco será absorbido en el condensador. La eliminación de amoníaco permite a los iones hidrógeno liberados en la descomposición del ión amonio acumular en el residuo, y una disminución en los resultados de pH a menos que un amortiguador este presente para combinar con los iones hidrógeno. Un amortiguador de fosfato es añadido para mantener el pH en una escala de 7.2 a 7.4. A niveles más altos de pH no son recomendados porque existe el peligro de que

algún amoníaco sea liberado de fuentes orgánicas a la temperatura de ebullición del agua. La experiencia ha mostrado que esencialmente todo el amoníaco libre será expulsado con el tiempo, cuando se utilizan muestras de 500 ml y el pH es mantenido entre 7.2 a 7.4 se recibe un destilado de 200 ml de agua.

Para muestras de agua que contienen pequeñas cantidades de nitrógeno amoniacal, se sigue el procedimiento normal de medir la cantidad de nitrógeno en el destilado por el uso de reactivo de Nessler, como se describió.

Cuando las muestras contienen más de 0.2 mg/l de nitrógeno amoniacal, como es el caso con muchos desechos domésticos e industriales, es mejor absorber el amoníaco en ácido bórico. El ácido bórico es un excelente amortiguador. Esta combinación con amoníaco forma amonio e iones boratos, como muestra la ecuación.



El amoníaco puede entonces ser medido por Nesslerización. Actualmente el ácido mide la cantidad de ión borato presente en la solución como sigue<sup>33</sup>:



### 3.16.4.3. Interferencias

La glicina, urea, ácido glutámico, cianatos y acetamida hidrolizan muy lentamente en solución o reposo, pero sólo la urea y los cianatos producirán la hidrólisis en la destilación a pH 9.5. La hidrólisis supone alrededor del 7% a ese pH para la urea, y alrededor del 5% para los cianatos. Glicina hidracina y algunas aminas reaccionarán con el reactivo Nessler produciendo el color amarillo característico en el tiempo requerido por la prueba.

Algunos compuestos orgánicos, como las cetonas, aldehídos, alcoholes, y algunas aminas pueden producir un color amarillento, verdoso o turbidez en la nesslerización que sigue a la destilación. Algunos de ellos, como el formaldehído, pueden ser eliminados hirviendo a pH bajo antes de nesslerizar. Elimínese el cloro residual tratando la muestra previamente.

Es necesario hacer la destilación de las muestras para eliminar interferencias causadas por otras posibles formas en las que se pudiera encontrar el nitrógeno como pueden ser aminas, nitratos, nitritos, etc., y otros compuestos nitrogenados<sup>34</sup>.

---

<sup>33</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 439 – 447.

Ver apéndice 16

### 3.16.5. Nitrógeno Orgánico

Todo el nitrógeno presente en compuestos orgánicos puede ser considerado nitrógeno orgánico. Esto incluye al nitrógeno en amino ácidos, aminas, amidas y un número de otros compuestos. La mayor parte de estos tienen muy poco significado en análisis de agua a menos que específicamente los desechos industriales sean complicados.

La mayor parte de el nitrógeno orgánico que ocurre en desechos domésticos se presenta en la forma de proteínas o de su producto de degradación: polipéptidos y amino ácidos. Por lo tanto los métodos empleados en análisis de agua han sido desarrollados para asegurar la medida de esas formas sin consideraciones particulares para otras formas orgánicas.

La mayor parte de compuestos orgánicos contienen nitrógeno derivados de amoníaco, y la destrucción de la porción orgánica de la molécula por oxidación libera el nitrógeno como amoníaco. El método Kjeldahl emplea ácido sulfúrico como los agentes oxidantes en el procedimiento estándar. Un catalizador es ordinariamente necesario para acelerar la oxidación de alguno de los más resistentes materiales orgánicos.

La digestión completa de materia orgánica es esencial si todo el nitrógeno orgánico es liberado como amoníaco. Una mala interpretación a menudo ocurre a medida que las condiciones existentes durante la digestión es realizada. Este puede ser el mejor indicador de los cambios que las muestras reciben durante la digestión.

1. El exceso de agua es expulsado, dejando que el ácido sulfúrico concentrado atacar a la materia orgánica.
2. Los abundantes gases blancos formados en el frasco al tiempo que el ácido sulfúrico alcanza su punto de ebullición. Indican que ha comenzado la digestión.
3. La mezcla se torna negro, debido a la acción deshidratante del ácido sulfúrico sobre la materia orgánica.
4. Sucede la oxidación de carbón. Durante la ebullición este periodo es caracterizado por una formación de un borboteo extremadamente pequeño debido a la liberación de dióxido de carbono y dióxido de azufre.

---

<sup>34</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-128.

5. La destrucción completa de materia orgánica es indicado por una aclaración de la muestra a una muestra de solución de agua limpia.
6. La digestión deberá seguir por mínimo 20 minutos después de que la muestra aparece limpio para asegurar destrucción completa de toda la materia orgánica.

Una vez que el nitrógeno orgánico ha sido liberado como nitrógeno amoniacal, esto puede ser medido de una manera similar a lo que se describió antes en la discusión de nitrógeno amoniacal. El exceso de ácido sulfúrico debe ser neutralizado y el pH de la muestra se ajusta a 7 o más. Normalmente el indicador de fenolftaleína es usado y el pH aumenta arriba de 8. Bajo tales condiciones, el equilibrio se muestra en la ecuación (3.16.6.) es desplazado grandemente a la derecha, y el amoniaco puede ser destilado con facilidad. El nitrógeno amoniacal en el destilado puede ser medido por Nesslerización o por absorción en ácido bórico.

El cálculo de nitrógeno orgánico es hecho en la misma manera que el nitrógeno amoniacal<sup>35</sup>.

### 3.16.5.1. Interferencias

**Nitrato:** Durante la digestión, el nitrato por encima de 10 mg/l puede oxidar parte del amoniaco liberado a partir del nitrógeno orgánico digerido, produciendo  $N_2O$  y dando lugar a una interferencia negativa. Cuando se encuentre presente suficiente materia orgánica en bajo estado de oxidación, el nitrato se puede reducir a amoniaco, resultado en una interferencia positiva.

**Sales y sólidos inorgánicos:** Si la muestra contiene una gran cantidad de sal o sólidos inorgánicos que se disuelven durante la digestión, la temperatura puede subir por encima de  $400^{\circ}C$  en que comienza una pérdida pirolítica de nitrógeno. Para evitar una temperatura de digestión excesiva, añádase más  $H_2SO_4$  que mantendrá el equilibrio ácido – sal.

Las cantidades grandes de sal o sólidos pueden causar sobresaltos en la destilación. Si así fuera, añádase más agua de dilución a las muestras, tras la digestión.

**Materia orgánica:** Durante la digestión,  $H_2SO_4$  oxida la materia orgánica a  $CO_2$  y  $H_2O$ . Si hubiera presente una gran cantidad de materia orgánica, se consumirá mucho ácido, aumentará la proporción de sal a ácido y aumentará la temperatura de digestión. Si hay

---

<sup>35</sup> Swyer, Clair N. *Chemistry for Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill. p 448 – 449.

materia orgánica suficiente, la temperatura se elevará por encima de 400°C, dando lugar a pérdida pirolítica de nitrógeno<sup>36</sup>.

*Ver apéndice 17*

---

<sup>36</sup> Et. A1. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-162 – 4-163.

## **CAPITULO 4**

### **4. ANÁLISIS DE METALES**

#### **4.1. DETERMINACIÓN POR ESPECTROMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA DE LLAMA**

La espectrometría de absorción atómica se parece a la fotometría de llama de emisión en que la muestra es aspirada en una llama y atomizada. La principal diferencia consiste en que en la fotometría de llama se mide la cantidad de luz emitida, mientras que en la espectrometría de absorción atómica se dirige un rayo luminoso a través de una llama a un monocromador y sobre un detector que mide la cantidad de luz absorbida por el elemento atomizado en la llama. Para determinados metales, la absorción atómica presenta una sensibilidad superior a la emisión de llama. Como cada metal tiene su propia longitud de onda de absorción característica, se utiliza como fuente luminosa una lámpara compuesta de dicho elemento; esto proporciona un método relativamente libre de interferencias espectrales o de radiación. La cantidad de energía absorbida en la llama a una longitud de onda característica es proporcional a la concentración del elemento en la muestra, en un intervalo de concentraciones limitado. La mayor parte de los instrumentos de absorción atómica están equipados para funcionar también en la forma de emisión.

##### **4.1.1. Interferencias**

Muchos metales se pueden determinar por aspiración directa de la muestra en una llama de aire – acetileno. La interferencia más problemática es la llamada química que está originada por la ausencia de absorción de átomos unidos en combinación molecular en la llama. Tal dificultad puede aparecer cuando la llama no es lo bastante caliente para disociar las moléculas o cuando el átomo disociado se oxida de inmediato, dando un compuesto que no se disocia a la temperatura de la llama. Estas interferencias pueden reducirse o eliminarse añadiendo elementos o compuestos específicos a la solución de la muestra.

Sin embargo, el silicio y metales tales como aluminio, bario, berilio y vanadio requieren la llama de óxido nitroso – acetileno de mayor temperatura para disociar sus moléculas. La llama de óxido nitroso – acetileno también puede ser útil para reducir al

mínimo determinados tipos de interferencias químicas observadas con la llama de aire – acetileno.

La aspiración de soluciones que contienen concentraciones elevadas de sólidos disueltos origina formaciones sólidas sobre el cuerpo del mechero. Esto requiere el apagado frecuente de la llama y la limpieza del cuerpo del mechero. Utilícese una corrección del fondo, preferiblemente, cuando se analizan aguas con un contenido de sólidos por encima de un 1 por 100, sobre todo en el caso de que la línea de resonancia primaria del elemento que interesa se encuentre por debajo de 240 nm.

El bario y otros metales se ionizan en la llama, reduciéndose de esta forma la población (potencialmente absorbente) del estado base. La adición de un exceso de un catión (sodio, potasio o litio) con ionización similar o inferior resolverá el problema. La longitud de onda de máxima absorción para el arsénico es 193.7 nm y para el selenio 196 nm, longitudes de onda a las cuales la llama de aire - acetileno absorbe intensamente. La sensibilidad para el arsénico y el selenio puede ser mejorada convirtiendo ambos elementos en sus hidruros gaseosos y analizándolos en una llama de nitrógeno – hidrógeno o una llama de argón – hidrógeno con un tubo de cuarzo<sup>37</sup>.

## 4.2. CADMIO (Cd)

En las aguas superficiales, el cadmio se presenta como ión libre y en su solubilidad influyen la dureza, el pH, los complejos solubles y los sulfuros coloidales de éstas; en este medio se une a la materia particulada. Cuando las aguas dulces llegan al mar, el ión cadmio<sup>2+</sup>, al igual que los iones de otros metales pesados, tiende a depositarse en los sedimentos y así queda limitado a las aguas de las costas y los estuarios. Esta inmovilización es potencialmente peligrosa, ya que pueden llegar a disolverse de nuevo si el pH disminuye.

Por lo general, las concentraciones de este elemento en el agua de mar, oscilan entre 0.04 y 0.03 µg/l.

La contaminación del agua potable con cadmio puede ocurrir como resultado de la presencia de impurezas de cadmio en las tuberías galvanizadas de zinc o en la soldadura, en los calentadores de agua, grifos, o a través de vertidos industriales, etc.

---

<sup>37</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 3-14 – 3-15.

Los lodos de las aguas negras provenientes de desechos industriales y domésticos pueden llegar a tener elevadas concentraciones de cadmio. Si estos lodos llegan a utilizarse en suelos y cultivos pueden, en un momento dado, traer efectos adversos para la salud humana. Por ello, este tipo de fertilizantes debe utilizarse con extremada precaución.

También ha ocurrido contaminación del agua potable por la filtración de cadmio a los mantos freáticos a partir de los lodos que contengan óxidos de cadmio<sup>38</sup>.

El cadmio es muy tóxico, y se le han atribuido algunos casos de intoxicación con alimentos. Se cree que muy pequeñas cantidades de cadmio podrían ser la causa de alteraciones adversas en las arterias renales. También produce cánceres generalizados en animales de laboratorio y ha sido relacionado epidemiológicamente con ciertos cánceres humanos. Una concentración de cadmio de 200 µg/l es tóxica para ciertos peces.

### **4.3. CROMO (Cr)**

Según los informes, las aguas potables de los Estados Unidos, tienen una concentración de cromo hexavalente que oscila entre 3 y 40 µg/l con una medida de 3.2 µg/l. En los procesos industriales se utilizan mucho las sales de cromo, y pueden pasar al suministro de agua a través de los desechos industriales. Frecuentemente se añaden cromatos al agua de refrigeración para el control de la corrosión. El cromo puede encontrarse en los suministros de agua tanto en estado hexavalente como trivalente, aunque la forma trivalente raramente aparece en el agua potable.

### **4.4. HIERRO (Fe)**

En las muestras filtradas de aguas superficiales oxigenadas, el hierro raramente alcanza concentraciones de 1 mg/l. Algunas aguas subterráneas y drenajes superficiales ácidos pueden contener una cantidad de hierro bastante mayor. El hierro del agua puede ocasionar manchas en la ropa de lavado y en la porcelana. Algunas personas son capaces de detectar el gusto astringente dulce – amargo a niveles por encima de 1 mg/l<sup>39</sup>.

El hierro es un elemento importante en la fijación simbiótica del nitrógeno.

---

<sup>38</sup> Albert, Lilia A. *Curso Básico de Toxicología Ambiental*. Editorial Limusa, S.A. de C.V. p 148 – 149.

<sup>39</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 3-91, 3-101, 3-112, 3-134.

Su falta genera inhibiciones de la respiración y problemas bioquímicos complejos en la fotosíntesis.

La carencia se manifiesta por amarilleo foliar, y suele ser provocada por interacción con otros factores, como el pH del suelo muy alto, el exceso de calcio, el bicarbonato en la solución del suelo o el exceso de aplicación de aguas residuales, al favorecer la reducción del Fe (III) en Fe (II) y la asimilabilidad del Fe.

El exceso de Fe es muy raro, ocurriendo solamente en algún caso de aplicación de aguas residuales urbanas en suelos muy ácidos, o cuando éstas contienen cantidades exageradas de sales solubles<sup>40</sup>.

#### **4.5. MERCURIO (Hg)**

Las sales orgánicas e inorgánicas de mercurio son muy tóxicas y su presencia en el ambiente, y en especial en el agua, debe controlarse.

En concentraciones de 0.02 mg/l promedio diario no es peligroso, pero su incremento llega a ser muy tóxico para los humanos, en especial su forma metilada. El incremento de concentración proviene de los residuos industriales y de los fungicidas (que absorbe la planta y pasa a los animales), pinturas (sobre todo la de los barcos), el carbón y los lodos obtenidos tras la depuración de las aguas residuales (originados en productos farmacéuticos, detergentes y pinturas). El mercurio inorgánico tiende a acumularse en el hígado y los riñones, y aunque es excretado por la orina el daño en los órganos permanece, en general, esta forma inorgánica se acumula poco en los tejidos. Sin embargo, cuando el mercurio se asienta en las profundidades de los lagos es metilado por los microorganismos anaerobios y pasa a las formas de ión metilmercurio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) y dimetilmercurio ( $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ ) que es fácilmente absorbido por los animales acuáticos y concentrado en sus tejidos grasos. De esta forma se concentra cada vez más en la cadena alimenticia<sup>41</sup>.

---

<sup>40</sup> Seoanez, Calvo Mariano. *Aguas Residuales Urbanas. Tratamientos Naturales de Bajo Costo y Aprovechamiento*. Ediciones Mundi – Prensa. p 235.

<sup>41</sup> <http://www.canarina.com/proyectosambientales.htm>.

#### 4.6. MANGANESO (Mn)

Aunque el manganeso se encuentra en las aguas subterráneas en la forma iónica divalente soluble, debido a la ausencia de oxígeno, parte o todo el manganeso de una instalación de tratamiento de agua puede aparecer en un estado de valencia superior<sup>42</sup>.

Su exceso con suelos muy ácidos o con gran volumen de vertido de agua residual, provoca clorosis (amarillamiento de las hojas por falta de la clorofila) y se presenta en las hojas jóvenes. A veces van asociados clorosis y enanismo.

En general la carencia de Mn puede presentarse en suelos calizos mal drenados y en suelos ácidos muy arenosos.

Concentraciones superiores a 160 ppm se consideran como tóxicos para los suelos<sup>43</sup>.

#### 4.7. NÍQUEL (Ni)

El Níquel se encuentra en las aguas naturales en concentraciones traza es de 4 mg/l promedio por día. En aguas que drenan áreas mineralizadas o en aguas residuales de procesos en los que se emplea molibdeno, las concentraciones pueden ser mucho más elevadas.

#### 4.8. PLOMO (Pb)

Hoy en día, la mayor parte del plomo que se encuentra en las aguas proviene de las emisiones de los vehículos automotores, éstas llegan a la atmósfera y, de ahí, se precipitan a los cuerpos acuáticos.

En las ciudades, el transporte de plomo se lleva a cabo por la lluvia y las aguas negras que van de 100 – 500 µg/l en áreas industriales. Las emisiones de plomo que se originan en los procesos de las minas, refinadoras y fundidoras también pueden contaminar las aguas superficiales<sup>44</sup>.

---

<sup>42</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 3-130.

<sup>43</sup> Seoanez, Calvo Mariano. *Agua Residuales Urbanas. Tratamientos Naturales de Bajo Costo y Aprovechamiento*. Ediciones Mundi – Prensa. p 235 – 236.

<sup>44</sup> Albert, Lilia A. *Curso Básico de Toxicología Ambiental*. Editorial Limusa, S.A. de C.V. p 114.

#### 4.9. ZINC (Zn)

El zinc es un elemento esencial y beneficioso para el crecimiento humano. Concentraciones por encima de 5 mg/l pueden ser causa de un gusto astringente amargo y de opalescencia en aguas alcalinas

La forma más común de la introducción del zinc en el suministro doméstico de agua es por deterioro del hierro galvanizado y deszincado de latón. En estos casos también puede estar presentes plomo y cadmio, que son impurezas del zinc utilizado en galvanización. El zinc en el agua también puede tener su origen en la contaminación por residuos industriales<sup>45</sup>.

Su falta provoca una acumulación de nitritos, con clorosis y enanismo. La deficiencia de Zn de un suelo puede ser debida a lavados excesivos, a bajas temperaturas, a la presencia de P.

Ante excesos de Zn existe una gran diferencia en las respuestas de la vegetación, según la especie de que se trate<sup>46</sup>.

---

<sup>45</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 3-138, 3-180.

<sup>46</sup> Seoanez, Calvo Mariano. *Aguas Residuales Urbanas. Tratamientos Naturales de Bajo Costo y Aprovechamiento*. Ediciones Mundi – Prensa. p 236.

## **CAPITULO 5**

### **5. PUNTOS DE MUESTREO**

#### **5.1. MUNICIPIO DE TULA DE ALLENDE, HIDALGO**

El municipio de Tula de Allende se localiza el suroeste del estado de Hidalgo, con una superficie territorial de 305.88 km<sup>2</sup>. Limita al norte con Tepetitlán, Chapantongo, Tezontepec de Aldama y el estado de México; al sur, con Tepeji del Río de Ocampo y Atotonilco de Tula; al este, con Tezontepec de Aldama, Atotonilco de Tula, Atitalaquia y Tlaxcoapan; y al oeste, con el estado de México y Tepeji del Río de Ocampo.

Se ubica en la región del Valle del Mezquital, entre los paralelos 20° 08' y 19° 58' de latitud norte, y los meridianos 99° 31' y 99° 15' de longitud oeste respecto al meridiano de Greenwich. Su altitud va de 2 066 a 2 780m en promedio.

La región presenta dos tipos de climas: templado subhúmedo con lluvias en verano, al noroeste y oeste del municipio (poblaciones de San Miguel de las Piedras, Xitejé de la Reforma, Xochitlán de las Flores y Xitejé de Zapata, entre otras); y semiseco templado, en la parte central y sur (poblaciones de Tula de Allende, Bomintzhá de las Flores, San Miguel Vindhó y otras). Registra una temperatura anual de 17.6°C, así como una precipitación pluvial.<sup>47</sup>

#### **5.2. LOCALIZACIÓN DEL RÍO TULA**

Se localiza en la parte oeste del estado de Hidalgo; nace en el parteaguas que forman las cuencas de los ríos Pánuco y Lerma en el estado de México. Desde su inicio drena en dirección hacia el norte y al entrar al estado de Hidalgo atraviesa los municipios de Tepeji del Río, Tula, Mixquiahuala, Ixmiquilpan y Zimapán, hasta su confluencia con el río San Juan, en la presa hidroeléctrica de Zimapán, donde recibe la denominación del río Moctezuma.

El río Tula se interna en la parte del sur del estado y su caudal es controlado en la presa Taxhimay, donde toma el nombre de río Tepeji hasta su desembocadura en la presa Requena. Después de esta presa recibe la denominación de río Tula y es alimentado con

---

<sup>47</sup> Sotelo, Santos Laura Elena. “Tula (Más Allá de la Zona Arqueológica)”. Amalgama, Arte Editorial. p 21.

aportes del río Tlautla y de sus aguas residuales de la ciudad de México, a través del Emisor Central y el Tajo de Nochistongo. Sus aguas son almacenadas en la presa Endhó para su distribución y aprovechamiento en los distritos de riego 03 de Mixquiahuala y 100 de Alfajayucan, comprendidos en el Valle del Mezquital, cuya producción agrícola se basa principalmente en la utilización de aguas residuales provenientes de la ciudad de México.

Después de la presa Endhó, el río Tula descarga parte de su volumen en las presas Vicente Aguirre y Javier Rojo Gómez; las excedencias y escurrimientos fluviales que recibe de los ríos Alfajayucan y Actopan drenan finalmente a la presa hidrológica de Zimapán<sup>48</sup>.

---

<sup>48</sup> Candelaría, Serafín Paulino. *Tula... su Historia*. Lito Impresos Bernal, S.A. p 115.



### 5.3. CIUDAD COOPERATIVA CRUZ AZUL (Primer Punto de Muestreo)



#### 5.4. SAN MARCOS (Segundo Punto de Muestreo)



#### 5.5. SALIDA DEL EMISOR DE PEMEX





**5.5.1. ANTES DE LA SALIDA DEL EMISOR DE PEMEX (Tercer Punto de Muestreo)**



### 5.5.2. DESPUÉS DE LA SALIDA DEL EMISOR DE PEMEX (Cuarto Punto de Muestreo)



### 5.6. SALIDA DEL RIO ROSAS



Antes de la Salida  
del Río Rosas

Después de la Salida  
del Río Rosas

**5.6.1. ANTES DE LA SALIDA DEL RÍO ROSAS (Quinto Punto de Muestreo)**



**5.6.2. DESPUÉS DE LA SALIDA DEL RÍO ROSAS (Sexto Punto de Muestreo)**



## **CAPITULO 6**

### **6. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS**

Nomenclatura

**CA** = Cruz Azul

**Muestreo 2** = 8 de Diciembre de 2004

**SM** = San Marcos

**Muestreo 3** = 12 de Enero de 2005

**AEP** = Antes de la Salida del Emisor de PEMEX  
**Nota:** Los muestreos se realizaron a las 12 pm

**DEP** = Después de la Salida del Emisor de PEMEX  
**P.D.** = Promedio Diario

**P.M.** = Promedio Mensual

**ARR** = Antes de la Salida del Río Rosas

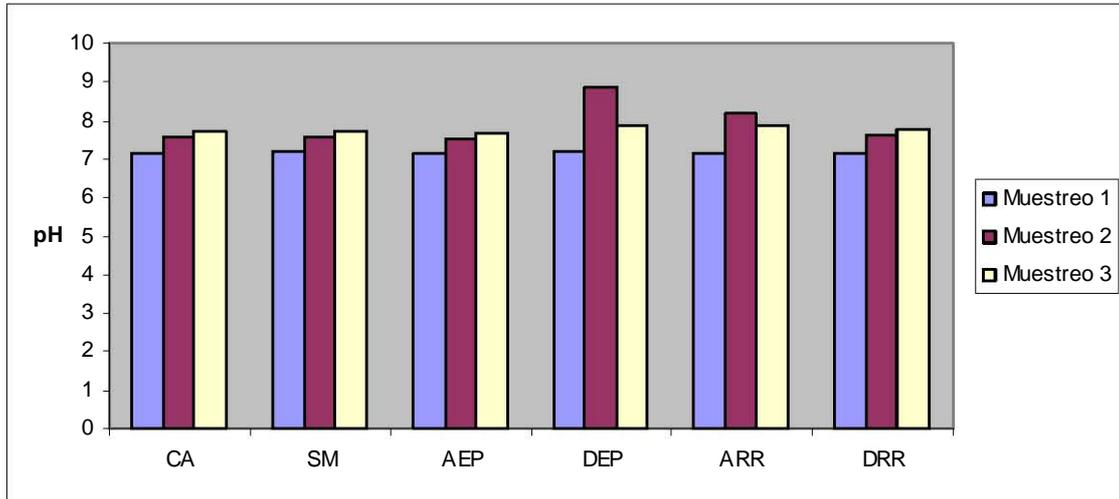
**DRR** = Después de la Salida del Río Rosas

**Muestreo 1** = 6 de Septiembre de 2004

## 6.1. pH

**Tabla 6.1.** Los resultados de pH del agua obtenidos son los siguientes.

pH	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
Muestreo 1	7.16	7.19	7.14	7.18	7.13	7.13
Muestreo 2	7.54	7.55	7.5	8.86	8.18	7.6
Muestreo 3	7.7	7.73	7.67	7.87	7.9	7.75



**Figura 6.1.** Grafica de resultados de pH.

Se observa que los valores de pH no difieren mucho, excepto en el segundo muestreo en la zona de DEP y ARR, puede ser porque en esas fechas no había llovido, también porque el pH refleja el tipo de suelo por donde corre el río, además que en los días de sol el pH puede aumentar mucho.

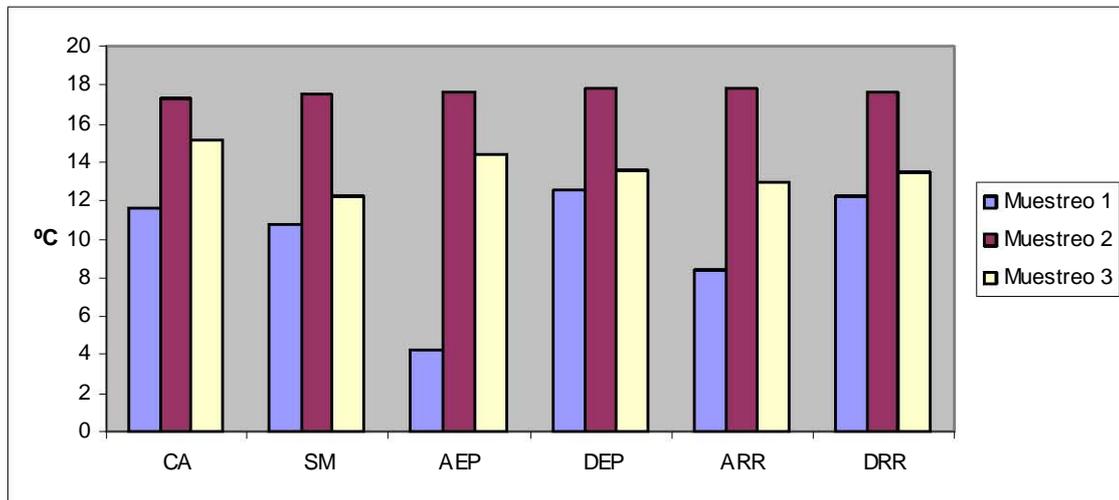
El pH óptimo de las aguas está entre 6.5 y 7.5. Sólo el primer muestreo entra sin ningún problema en el rango de pH aceptable, esto coincide con época de lluvias, en el segundo y tercer muestreo la mayoría de los pH se encuentran arriba del rango óptimo motivo por el cual al agua se le considera ligeramente alcalina.

El valor de pH en el agua, es utilizado para conocer su tendencia corrosiva o incrustante.

## 6.2. TEMPERATURA

**Tabla 6.2.** Los resultados obtenidos en la medición de temperatura son los siguientes.

°C	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	11.6	10.8	4.3	12.5	8.4	12.2
<b>Muestreo 2</b>	17.3	17.5	17.6	17.8	17.8	17.6
<b>Muestreo 3</b>	15.1	12.2	14.4	13.6	13	13.5



**Figura 6.2.** Grafica de resultados de temperatura.

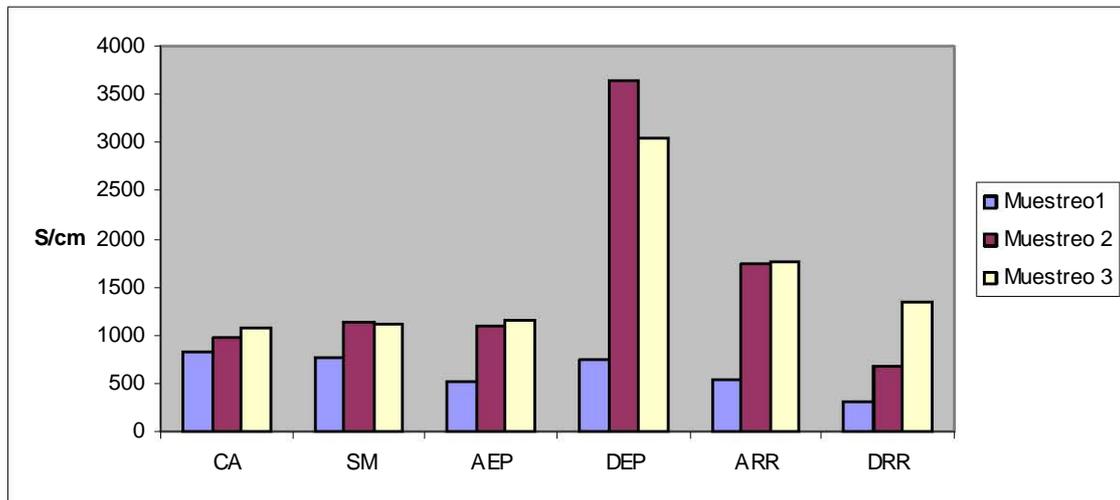
El parámetro que nos indica la pureza del agua es la temperatura.

Como refleja la tabla anterior, existe mucha diferencia de temperatura en los muestreos, la causa esta relacionada con la hora a la que fue recolectada la muestra y su transporte al laboratorio, como puede verse la determinación de la temperatura en el primer muestreo, en cambio el segundo y tercer muestreo se practico el análisis 2 horas después de su recolección.

### 6.3. CONDUCTIVIDAD

**Tabla 6.3.** Los datos obtenidos de conductividad son los siguientes.

$\mu\text{S/cm}$	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	829	765	518	738	542	302
<b>Muestreo 2</b>	976	1136	1104	3650	1738	688
<b>Muestreo 3</b>	1073	1124	1157	3040	1767	1350



**Figura 6.3.** Grafica de los datos obtenidos de conductividad.

Conductividad	Calidad del agua $\mu\text{s/cm}$
Pura	<280
Poco contaminada	280 – 430
Contaminada	430 – 600
Muy contaminada	600 – 860
Excesivamente contaminada	> 860

Al comparar los resultados con la tabla anterior se observa que el primer muestreo difiere desde poco contaminada hasta muy contaminada que también coincide con la época de lluvias, pero en el segundo y tercer muestreo a excepción de la zona de DRR que se considera muy contaminada en todas las demás zonas los resultados dan excesivamente contaminada, ya que superan los 860  $\mu\text{S/cm}$ , esto quiere decir que el agua tomada en la parte del río que corren la zona de DRR es de mejor calidad en cuanto a conductividad, pero de todas formas ninguna de las zonas tiene una conductividad aceptable.

## 6.4. COLOR

**Tabla 6.4.** Los resultados obtenidos de color.

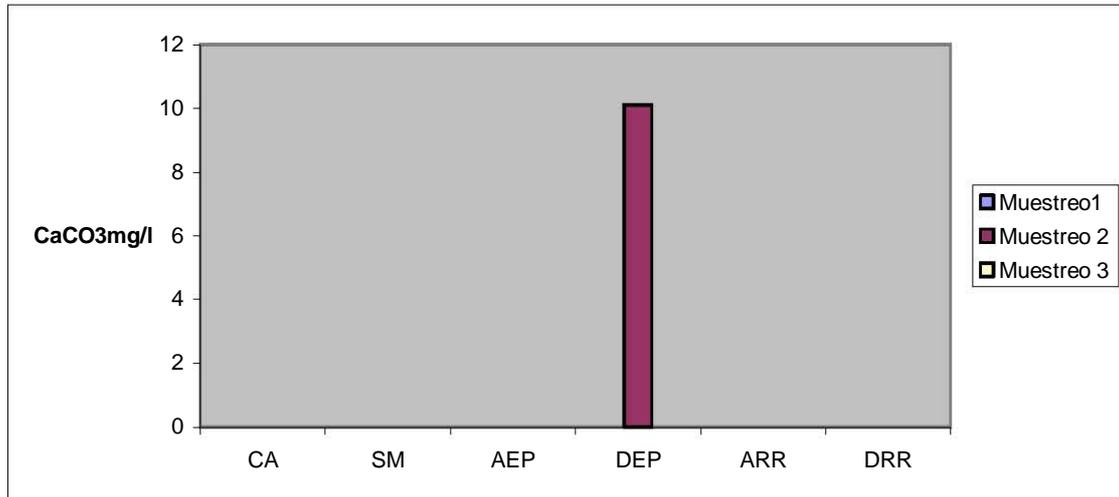
	<b>CA</b>	<b>SM</b>	<b>AEP</b>	<b>DEP</b>	<b>ARR</b>	<b>DRR</b>
<b>Muestreo 1</b>	Verde	Amarillo	Verde	Verde	Verde	Naranja amarillento
<b>Muestreo 2</b>	Amarillo verdoso	Amarillo verdoso	Amarillo	Naranja - rojo	Amarillo verdoso	Naranja – rojo
<b>Muestreo 3</b>	Amarillo verdoso	Amarillo verdoso	Naranja amarillento	Naranja - rojo	Naranja amarillento	Naranja

Las aguas contaminadas pueden tener muy diversos colores, pero en general no se pueden establecer relaciones claras entre el color y el tipo de contaminación.

## 6.5. ALCALINIDAD DE FENOLFTALEÍNA

**Tabla 6.5.** Los resultados de alcalinidad de fenolftaleína son los siguientes.

CaCO <sub>3</sub> mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
Muestreo 1	0	0	0	0	0	0
Muestreo 2	0	0	0	10.12	0	0
Muestreo 3	0	0	0	0	0	0



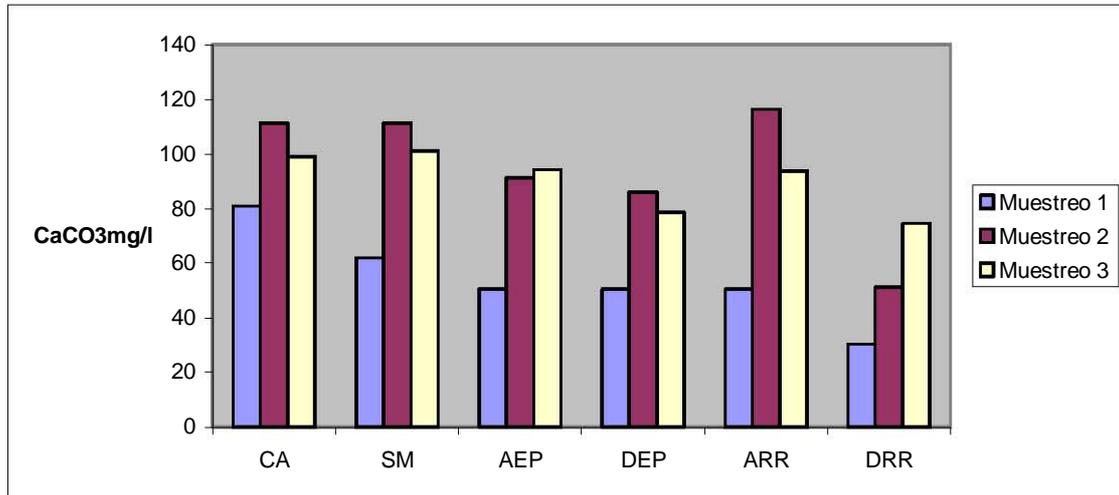
**Figura 6.5.** Grafica de los resultados de alcalinidad de fenolftaleína.

La muestra de la zona de DEP fue la única del segundo muestreo que reacciono con la fenolftaleína. En este punto se comprueba la relación de pH – alcalinidad, pues en este punto se obtuvo un pH mayor de 8.3 y esto es indicativo de la presencia de hidróxidos.

## 6.6. ALCALINIDAD DE ANARANJADO DE METILO

**Tabla 6.6.** Los datos obtenidos en alcalinidad de anaranjado de metilo son los siguientes.

CaCO <sub>3</sub> mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
Muestreo 1	80.96	61.985	50.6	50.6	50.6	30.36
Muestreo 2	111.32	111.32	91.08	86.02	116.38	51.106
Muestreo 3	99.176	101.2	94.116	78.43	93.61	74.635



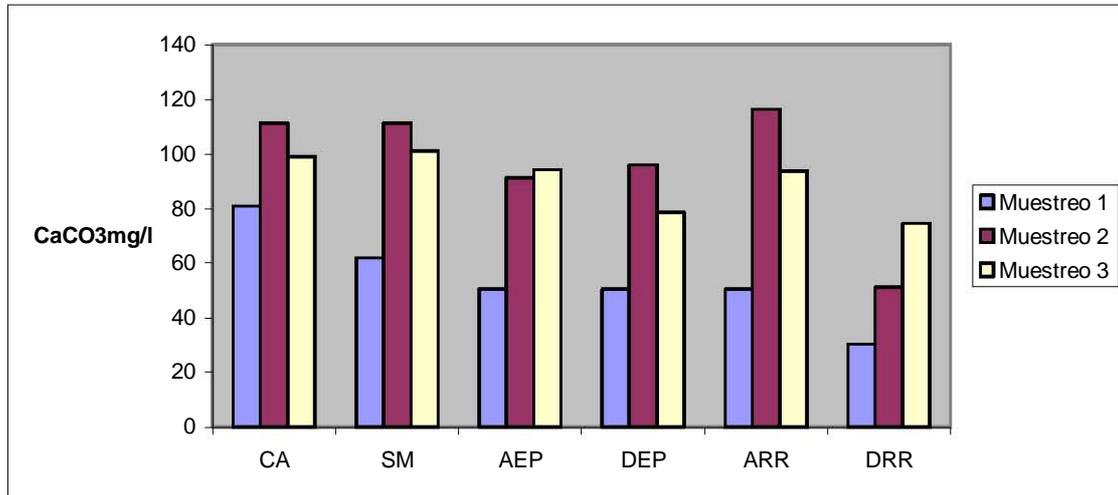
**Figura 6.6.** Grafica de los datos de alcalinidad de anaranjado de metilo.

Como podemos observar en la tabla anterior, existe una gran diferencia en el contenido de la alcalinidad en forma de carbonatos en las muestras analizadas. Siendo la más alta de todas en el segundo muestreo la zona de ARR con 116.38 CaCO<sub>3</sub>mg/l y la más baja en la zona de DRR con 30.36 CaCO<sub>3</sub>mg/l.

## 6.7. ALCALINIDAD TOTAL

**Tabla 6.7.** Los resultados obtenidos de alcalinidad total son los siguientes.

CaCO <sub>3</sub> mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	80.96	61.985	50.6	50.6	50.6	30.36
<b>Muestreo 2</b>	111.32	111.32	91.08	96.14	116.38	51.106
<b>Muestreo 3</b>	99.176	101.2	94.116	78.43	93.61	74.635



**Figura 6.7.** Grafica de los resultados de alcalinidad total.

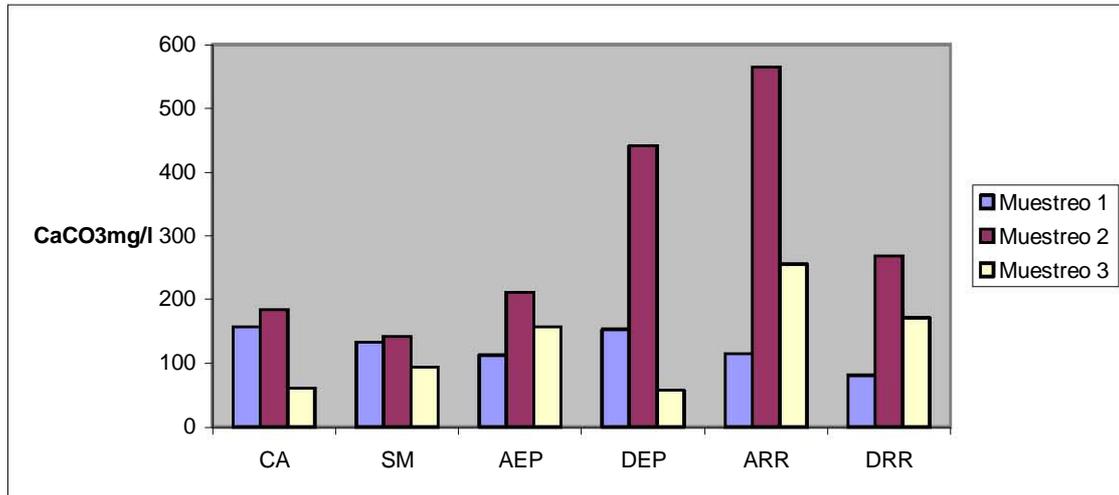
Es necesario recordar que la alcalinidad total es la suma de la alcalinidad a la fenolftaleína y la alcalinidad al anaranjado de metilo, por lo tanto esta tabla y la tabla anterior son muy semejantes con excepción de la muestra dos de DEP que aumento la alcalinidad total a 96.14 CaCO<sub>3</sub>mg/l.

La determinación de la alcalinidad, sirve para medir la capacidad del agua para neutralizar las descargas ácidas de manera tal que sí el agua no cuenta con un valor adecuado de alcalinidad, los efectos de descargas industriales o domésticas afectarían a la flora y fauna de una corriente.

## 6.8. DUREZA TOTAL

**Tabla 6.8.** Los resultados obtenidos de dureza total son los siguientes.

CaCO <sub>3</sub> mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	157.44	133.632	113.28	153.6	115.2	80.64
<b>Muestreo 2</b>	184.32	142.08	211.2	441.6	564.48	268.8
<b>Muestreo 3</b>	61.44	94.08	157.44	57.6	255.36	170.88



**Figura 6.8.** Grafica de los resultados de dureza total.

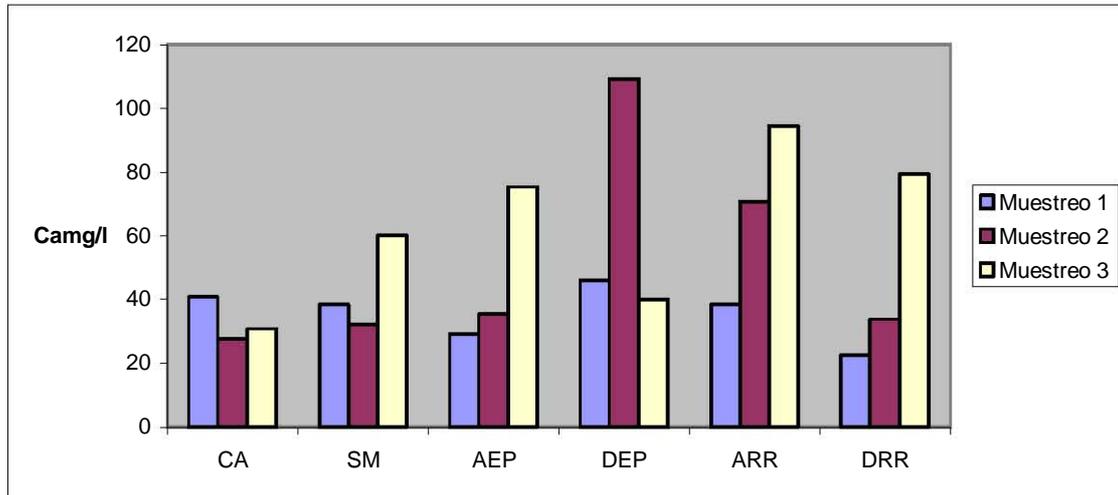
El parámetro de durezas esta en el subtema 3.6.1.

Las durezas de las aguas en el segundo muestreo casi todas se pueden considerar como aguas duras, pero en el caso de la zona de DEP y ARR el agua se presenta como aguas muy duras; en el primer muestreo en la zona de CA y DEP también es agua dura; en este mismo muestreo las aguas entran en el rango de agua poco dura en comparación al segundo muestreo este es más bajo esto puede deberse a las lluvias. Y en el caso del tercer muestreo en la zona de AEP, ARR y DRR el agua es considerada como agua dura; en SM el agua esta poco dura; en CA y DEP se considero agua suave, sólo en este muestreo. En todos los muestreos pudieron haber influido en ese momento las descargas industriales o las descargas domésticas.

## 6.9. DUREZA DE CALCIO

**Tabla 6.9.** Los resultados de dureza de calcio obtenidos son los siguientes.

Camg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	40.79	38.48	29.24	46.17	38.48	22.7
<b>Muestreo 2</b>	27.7	32.32	35.4	109.27	70.8	33.86
<b>Muestreo 3</b>	30.78	60.02	75.41	40	94.65	79.26



**Figura 6.9.** Grafica de los resultados de dureza de calcio.

A concentraciones bajas de carbonato de calcio, previenen la corrosión de las tuberías metálicas, produciendo una capa delgada protectora.

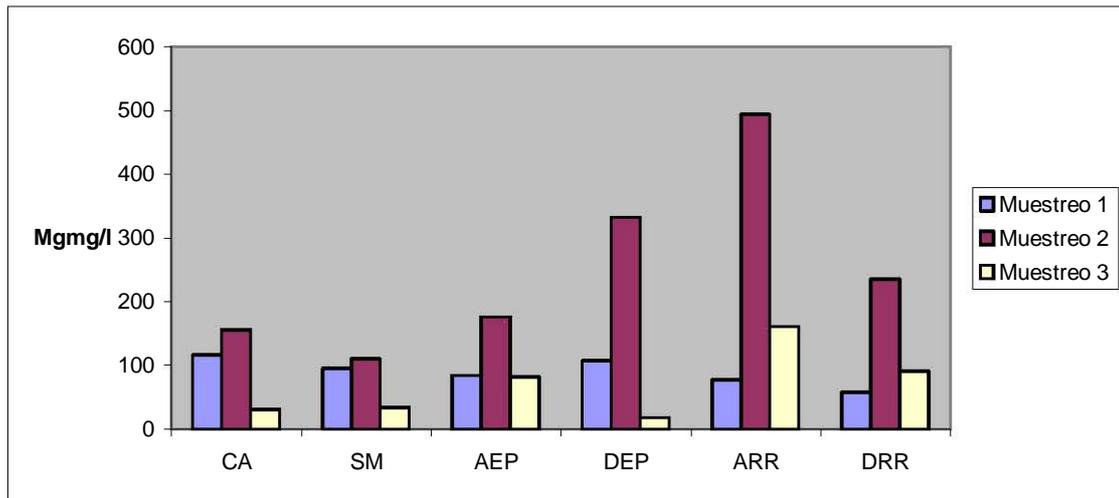
Tomando en cuenta los datos de referencia para aguas duras<sup>49</sup>. En las zonas de CA, SM y AEP el agua es considerada muy baja en Ca, pero en el caso de la zona de DEP, AEP, ARR y DRR en el segundo, y los otros en el tercer muestreo respectivamente es agua con poco Ca. Influyendo las descargas industriales y domésticas que se hacen a la hora de los muestreos

<sup>49</sup> Se encuentra en el subtema 3.6.1.

## 6.10. DUREZA DE MAGNESIO

**Tabla 6.10.** Los resultados obtenidos en la medición de la dureza de magnesio son los siguientes.

Mgmg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	116.65	95.16	84.04	107.43	76.72	57.94
<b>Muestreo 2</b>	156.62	109.76	175.8	332.33	493.68	234.94
<b>Muestreo 3</b>	30.66	34.06	82.03	17.6	160.92	91.62



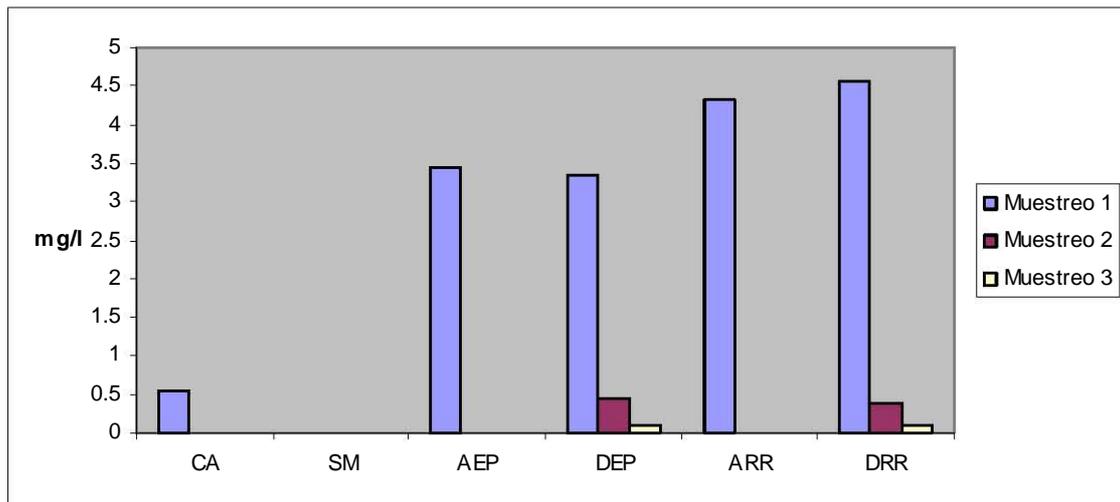
**Figura 6.10.** Grafica de los resultados de dureza de magnesio

La dureza de magnesio es parte de la dureza total, como podemos observar en esta muestra el contenido de magnesio es poco comparado con el de calcio. Como podemos observar solo el segundo muestreo en casi todas las muestras tienen valores superiores a 125 mg/l como  $\text{CaCO}_3$  excepto en SM y una muestra de ARR del tercer muestreo. Las concentraciones superiores a 125 mg/l pueden tener un efecto purificador y diurético.

## 6.11. OXÍGENO DISUELTO

**Tabla 6.11.** Los resultados obtenidos en la medición de oxígeno disuelto son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	0.54	0	3.45	3.35	4.33	4.56
<b>Muestreo 2</b>	0	0	0	0.44	0	0.39
<b>Muestreo 3</b>	0	0	0	0.11	0	0.11



**Figura 6.11.** Grafica de los resultados de oxígeno disuelto.

Cabe mencionar que el límite permisible de oxígeno disuelto para irrigación tiene que ser mayor de 2 mg/l<sup>50</sup>; comparado con los de la tabla se observa que en el primer muestreo todas las zonas de después AEP el oxígeno disuelto supera el parámetro permisible aquí pudo influir las lluvias, la tardanza de la lectura de oxígeno disuelto o también que al disminuir la temperatura la solubilidad de oxígeno en el agua aumenta y es en esta zonas donde se presentan las menores temperaturas; en el caso del segundo y tercer muestreo ninguna zona entra en lo permisible, lo cual indica que se trata de un agua completamente contaminada. Esto puede ser porque existen muchas fabricas a su alrededor, los desechos domésticos, además los desperdicios orgánicos que se encuentran en el agua son descompuestos por microorganismos que usan el oxígeno para su respiración, esto quiere decir que cuanto mayor es la cantidad de materia orgánica mayor es el número de microorganismos y por lo tanto mayor el consumo de oxígeno. Es así como se explica que en el río no hay peces, pues entre otros casos, también se debe a la ausencia de oxígeno y no tanto a la presencia de sustancias tóxicas.

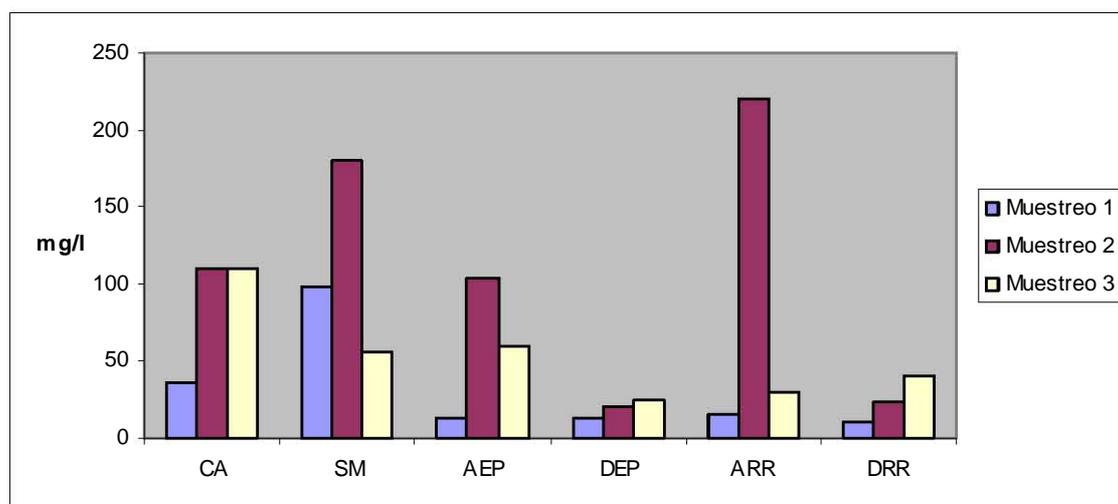
<sup>50</sup> Fuentes Corante, Fabiola y Ramírez Cruz, Verania 2004 *Análisis Físicoquímicos del Lago de Guadalupe*, México, 157 p. (Ingeniería Química), UNAM, Facultad de Estudios Superiores de Cuautitlán Izcalli. p 100.

La mínima cantidad de oxígeno es esencial para prevenir la corrosión de las tuberías.

## 6.12. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

**Tabla 6.12.** Los resultados obtenidos de la demanda bioquímica de oxígeno son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	36.67	98.33	13	13	15.33	10.5
<b>Muestreo 2</b>	110	180	103	20.5	220	23
<b>Muestreo 3</b>	110	56	60	25	30	40



**Figura 6.12.** Grafica de los resultados de la demanda bioquímica de oxígeno.

Según lo permitido por la norma NOM – 001 – ECOL – 1996<sup>51</sup> es:

$$PM = 150 \text{ mg/l} \quad PD = 200 \text{ mg/l}$$

Los valores de  $DBO_5$  resultan en la mayoría de las zonas relativamente bajos considerando los niveles de nutrientes y contaminación microbiológica presente, lo bueno es que están bajo la norma; excepto en el segundo muestreo que es en las zonas de SM y ARR podría explicarse por la presencia de contaminantes como bactericidas que no se espera que estén presentes en el río (metales, aceites, plaguicidas).

Con los datos de  $DBO_5$  podrá así mismo calcularse la velocidad a la que se requerirá el oxígeno.

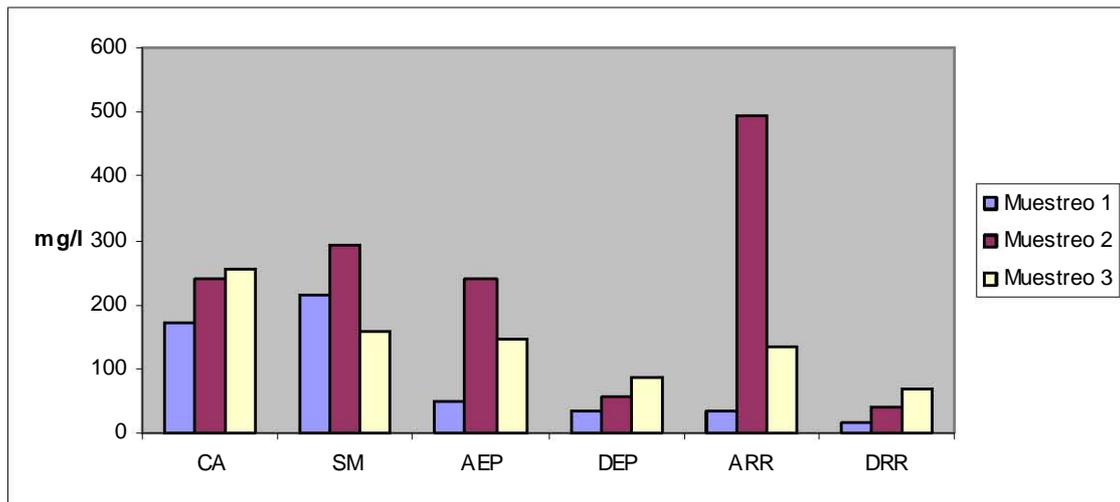
La  $DBO_5$  suele emplearse para comprobar la carga orgánica de las aguas residuales municipales e industriales biodegradable, sin tratar y tratados.

<sup>51</sup> Ver apéndice 18.

### 6.13. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

**Tabla 6.13.** Los resultados de la demanda química de oxígeno obtenidos son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	170.67	215.67	50.67	35.67	35.67	15.67
<b>Muestreo 2</b>	238	293	238	55	494.4	40
<b>Muestreo 3</b>	255.67	159	145.67	87.33	134	69



**Figura 6.13.** Grafica de los resultados de la demanda química de oxígeno.

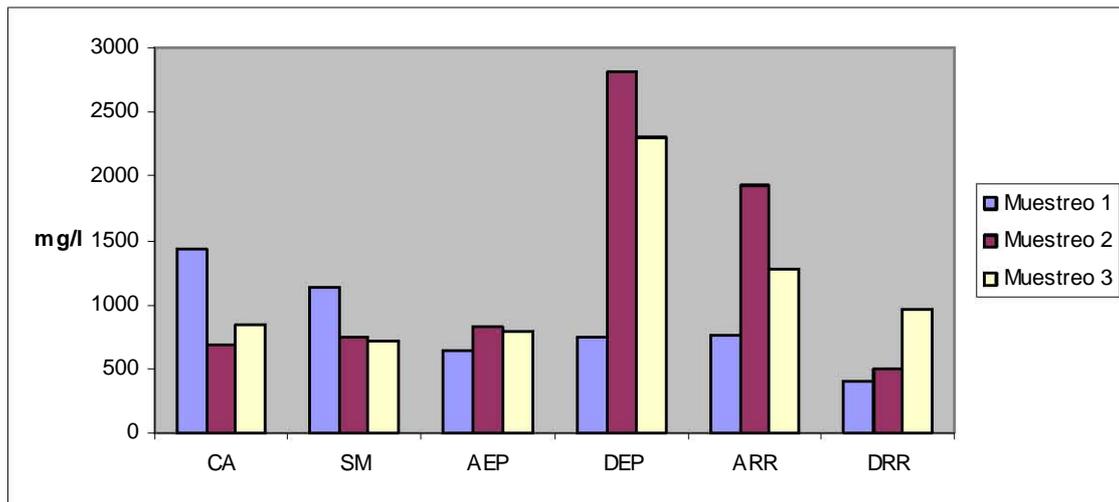
El valor de la DQO es siempre superior a la DBO<sub>5</sub> porque muchas sustancias orgánicas pueden oxidarse químicamente, pero no biológicamente. Pues la DQO se usa para comprobar la carga orgánica de aguas residuales que, o no son biodegradables o contienen compuestos que inhiben la actividad de los microorganismos.

En todas las zonas muestreadas la DQO de las aguas analizadas es grande comparada con aguas de ríos que son utilizadas para riego. Lo más probable es que sea el resultado de las descargas domésticas e industriales sin tratamiento, además de la basura que se tira al río en forma indebida.

## 6.14. SÓLIDOS TOTALES

**Tabla 6.14.** Los datos obtenidos en las medidas realizadas para sólidos totales son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	1428	1136	644	752	756	404
<b>Muestreo 2</b>	688	752	820	2820	1924	496
<b>Muestreo 3</b>	832	720	800	2300	1276	960



**Figura 6.14.** Grafica de los datos de los sólidos totales.

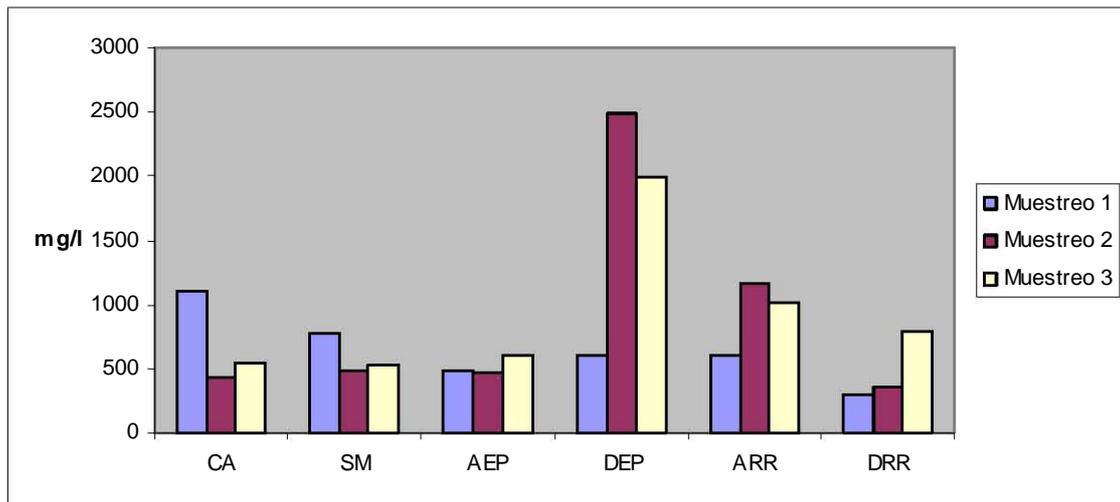
Como puede apreciarse en la tabla la diferencia en el contenido de sólidos totales son muy distintos en cada muestreo, la razón es muy clara. Las muestras acarrean distintos tipos de agua y manejan distintos caudales.

En cuanto a los sólidos totales se observa que hay zonas con una gran presencia de sólidos por ejemplo en la zona de DEP que en dos muestreos da los valores más altos, esto podría deberse a que el agua en esta zona se movía mucho, lo que impide que las sustancias en suspensión sedimenten en el fondo, sin embargo el contenido de sólidos en la zona de DRR en 2 muestreos da los resultados más bajos, la causa puede ser que en esta zona no se presenta la turbulencia en el cause del río y permite un flujo lento.

## 6.15. SÓLIDOS TOTALES FIJOS

**Tabla 6.15.** Los resultados obtenidos en la medición de sólidos totales fijos son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	1100	784	484	600	608	288
<b>Muestreo 2</b>	432	476	472	2484	1160	352
<b>Muestreo 3</b>	548	536	604	1988	1008	788



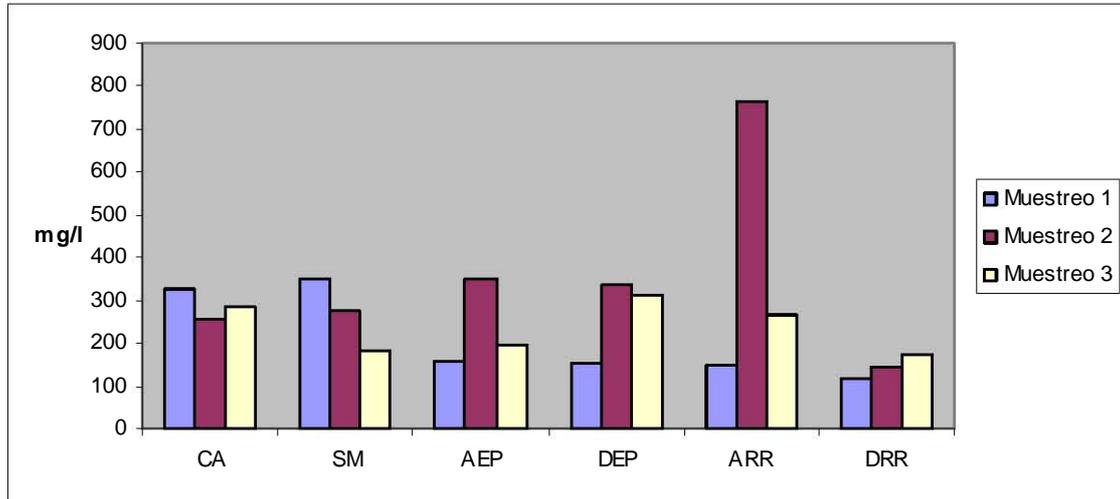
**Figura 6.15.** Grafica de los resultados de sólidos totales fijos.

Los sólidos totales fijos son los residuos que quedan en la cápsula de porcelana después de que la muestra ha sido sometida a calentamientos por 5 minutos a temperatura arriba de 600°C. Por lo tanto estamos considerando solo los compuestos inorgánicos de los sólidos totales; como podemos observar los valores más altos son los de las zonas de ARR en el segundo muestreo y la zona más baja es DRR.

## 6.16. SÓLIDOS TOTALES VOLÁTILES

**Tabla 6.16.** Los resultados obtenidos de los sólidos totales volátiles son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	328	352	160	152	148	116
<b>Muestreo 2</b>	256	276	348	336	764	144
<b>Muestreo 3</b>	284	184	196	312	268	172



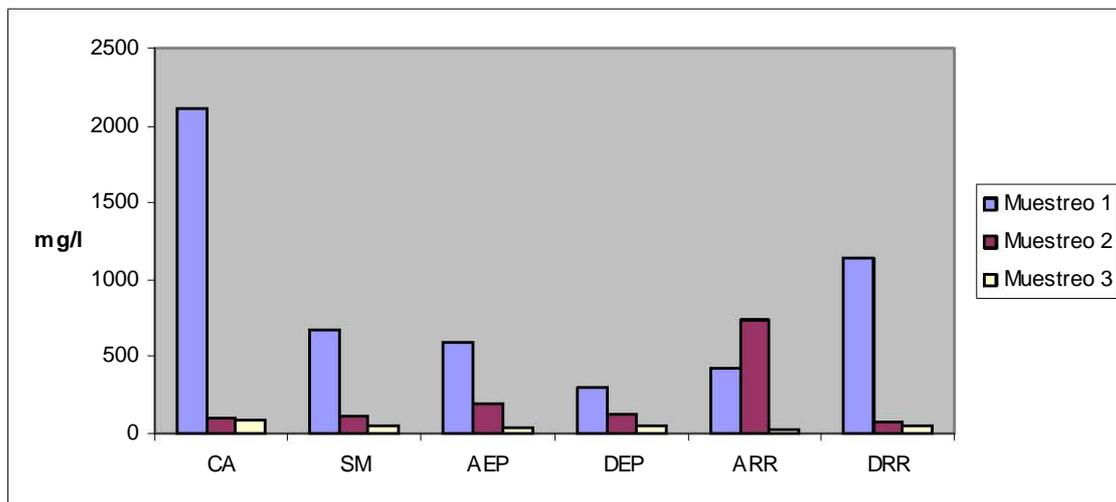
**Figura 6.16.** Grafica de los resultados de los sólidos totales volátiles.

La muestra que presenta el mayor contenido de sólidos totales volátiles esta en el segundo muestreo y corresponde a la zona de ARR, este muestreo nos indica el contenido de materia orgánica presente en la muestra.

## 6.17. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

**Tabla 6.17.** Los resultados de los sólidos suspendidos totales obtenidos son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	2112	680	600	304	424	1140
<b>Muestreo 2</b>	100	112	200	136	736	76
<b>Muestreo 3</b>	96	52	44	52	28	52



**Figura 6.17.** Grafica de los resultados de sólidos suspendidos totales.

La norma NOM – 001 - ECOL – 1996 presenta los siguientes parámetros permisibles de agua usada para riego:

$$PM = 150 \text{ mg/l} \quad PD = 200 \text{ mg/l}$$

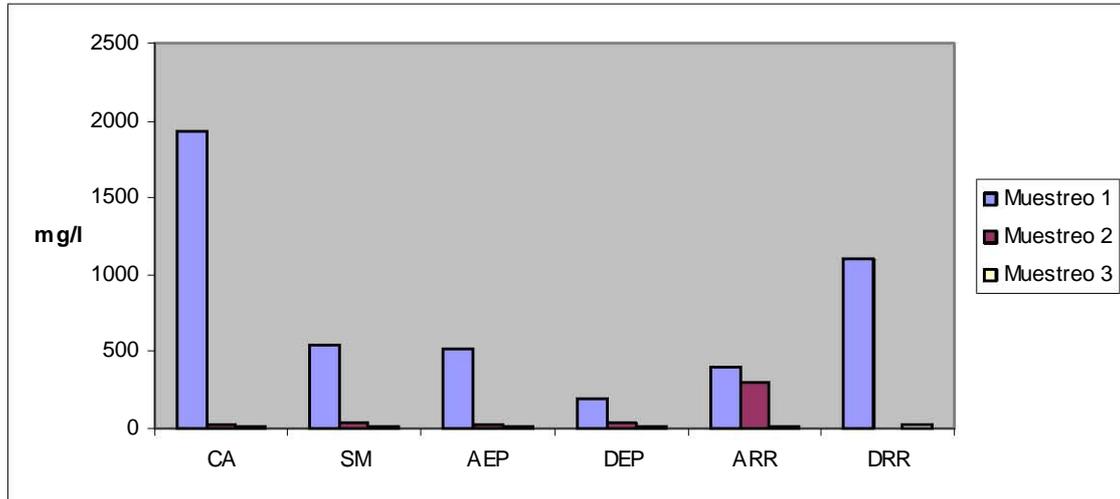
Todos los valores obtenidos en el primer muestreo y en la zona de ARR del segundo muestreo no entran al rango permisible de la norma porque superan la concentración aceptable, también puede influir que tan cerca de la orilla se halla tomado el muestreo; sin embargo el resto de los resultados no sobrepasan la concentración aceptable, esto significa que de acuerdo a los valores recomendados por las Normas Oficiales Mexicanas sólo en los meses de Diciembre y Enero el agua cumple con la norma.

Los sólidos suspendidos totales pueden conducir al desarrollo de depósito de fango y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar al entorno acuático.

## 6.18. SÓLIDOS SUSPENDIDOS FIJOS

**Tabla 6.18.** Los datos obtenidos en los sólidos suspendidos fijos son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	1936	540	524	196	400	1096
<b>Muestreo 2</b>	28	36	24	36	292	0
<b>Muestreo 3</b>	12	12	8	12	12	20



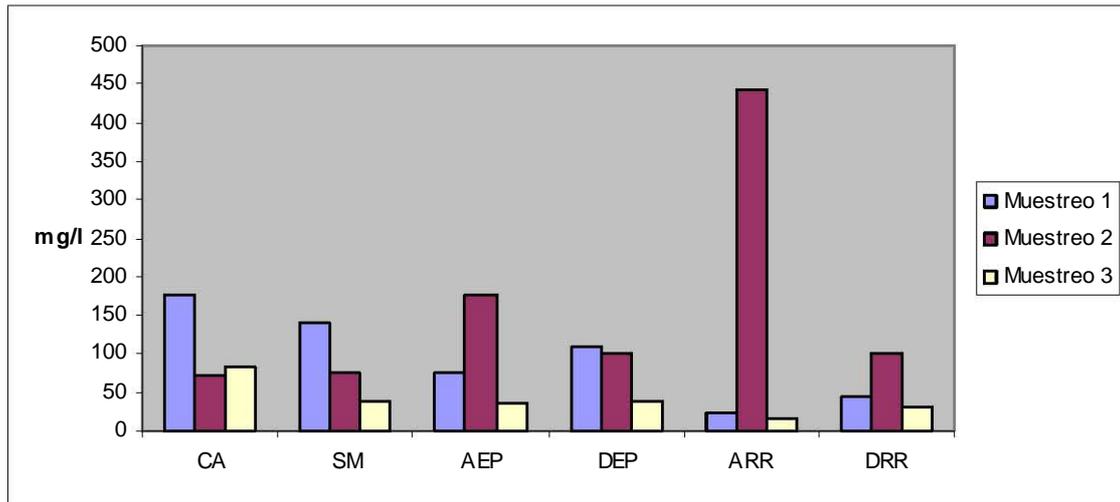
**Figura 6.18.** Grafica de los resultados de los sólidos suspendidos fijos.

Presentando el valor más alto de compuestos inorgánicos de sólidos suspendidos, esta en la zona de CA en el primer muestreo, y en la zona de DRR no se encuentra nada de minerales esto en el segundo muestreo.

## 6.19. SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

**Tabla 6.19.** Los resultados obtenidos en los sólidos suspendidos volátiles son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	176	140	76	108	24	44
<b>Muestreo 2</b>	72	76	176	100	444	100
<b>Muestreo 3</b>	84	40	36	40	16	32



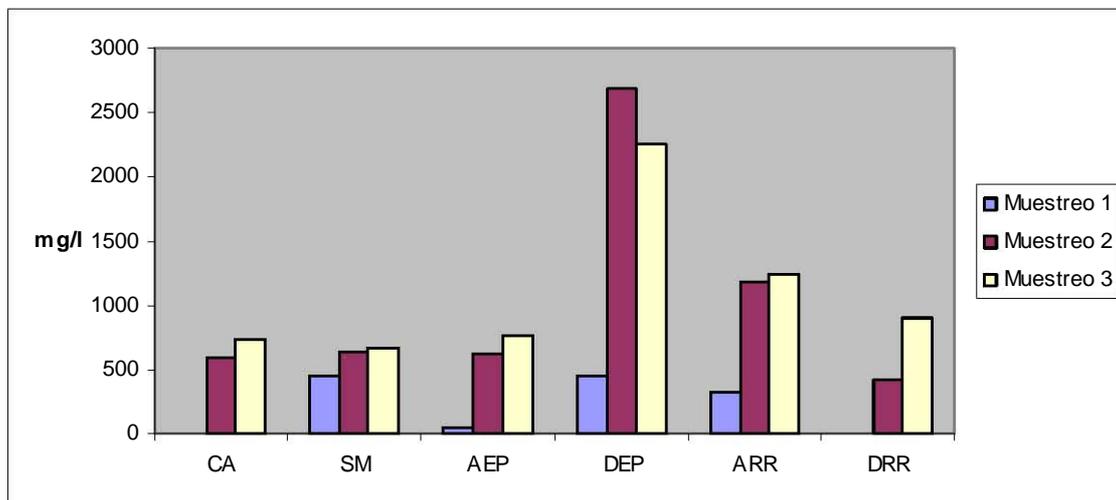
**Figura 6.19.** Grafica de los resultados de los sólidos suspendidos volátiles.

En la zona de ARR en el segundo muestreo se encuentra la mayor cantidad de compuestos orgánicos de sólidos suspendidos y la menor esta en la misma zona, pero en el tercer muestreo.

## 6.20. SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES

**Tabla 6.20.** Los resultados obtenidos de sólidos disueltos totales son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	0	456	44	448	332	0
<b>Muestreo 2</b>	588	640	620	2684	1188	420
<b>Muestreo 3</b>	736	668	756	2248	1248	908



**Figura 6.20.** Grafica de los resultados de los sólidos disueltos totales.

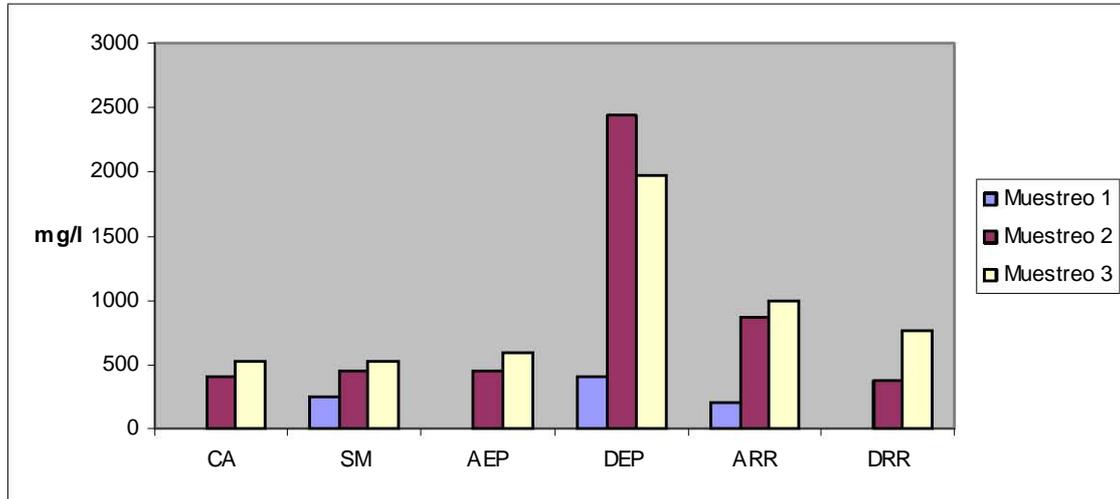
En el tercer muestreo los resultados son los más altos esto coincide con que la muestra fue tomada en época de sequía y se comprueba con los resultados del primer muestreo, pues al tomarlo había llovido días antes y eso es un factor para disminuir la cantidad de sólidos disueltos.

Los sólidos disueltos no son posibles de eliminar por sedimentación, normalmente para eliminarlos es necesario la oxidación biológica o la coagulación complementadas con la sedimentación; además de que los sólidos disueltos no se pueden determinar de una forma directa, sino que tendremos que calcular su cantidad numéricamente restando a los sólidos totales en sólidos suspendidos.

## 6.21. SÓLIDOS DISUELTOS FIJOS

**Tabla 6.21.** Los resultados de sólidos disueltos fijos obtenidos son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
Muestreo 1	0	244	0	404	208	0
Muestreo 2	404	448	448	2448	868	376
Muestreo 3	536	524	596	1976	996	768



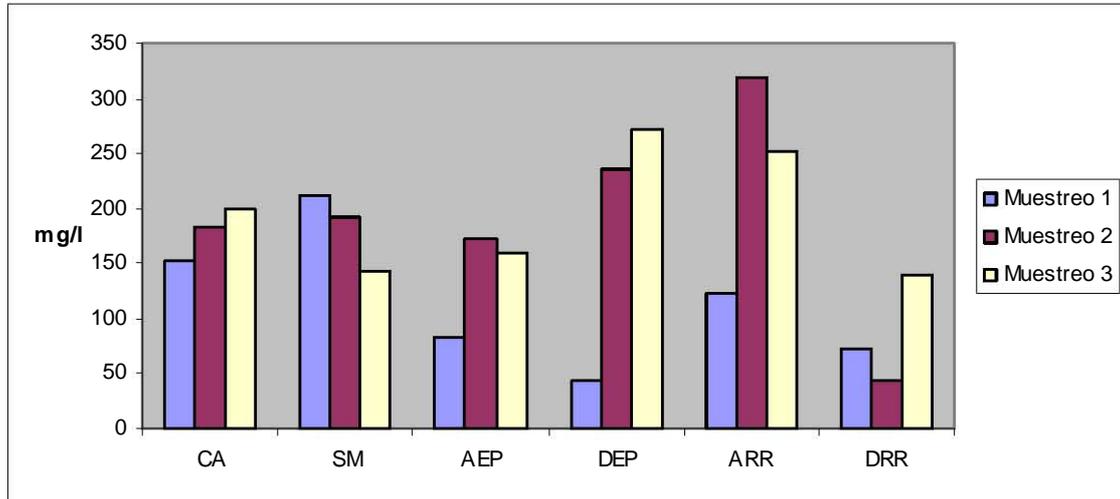
**Figura 6.21.** Grafica de los resultados de los sólidos disueltos fijos.

En la zona de DEP en el segundo muestreo se encuentra el valor más alto de compuestos inorgánicos de sólidos disueltos y en las zonas de CA, AEP y DRR se observa que no hay minerales, esto en el primer muestreo.

## 6.22. SÓLIDOS DISUELTOS VOLÁTILES

**Tabla 6.22.** Los datos obtenidos de los sólidos disueltos volátiles son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	152	212	84	44	124	72
<b>Muestreo 2</b>	184	192	172	236	320	44
<b>Muestreo 3</b>	200	144	160	272	252	140



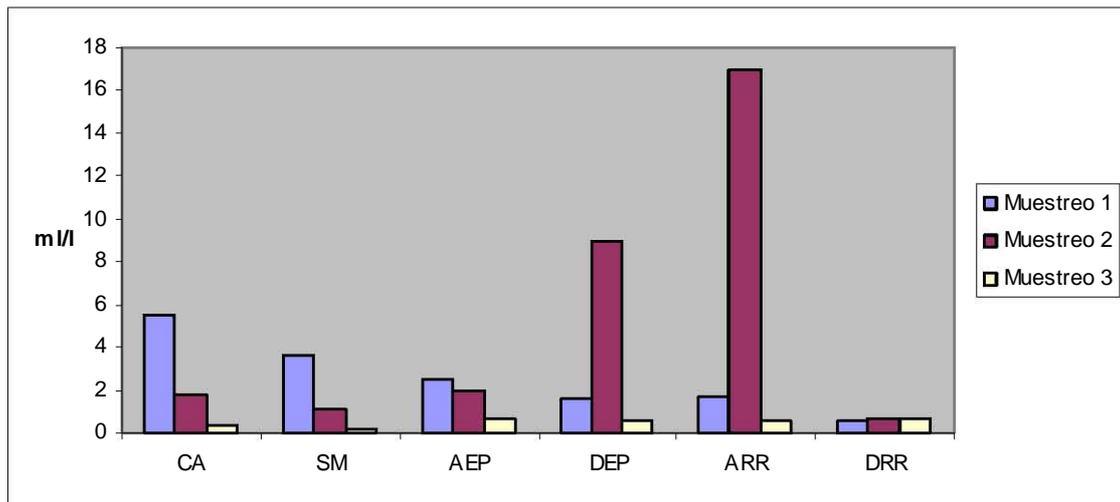
**Figura 6.22.** Grafica de los datos obtenidos de los sólidos disueltos volátiles.

Los valores más bajos de compuestos orgánicos están en las zonas de DEP y DRR en el primer y segundo muestreo respectivamente; y el más alto esta en la zona de ARR en el segundo muestreo.

## 6.23. SÓLIDOS SEDIMENTABLES

**Tabla 6.23.** Los resultados obtenidos en la medición de los sólidos sedimentables son los siguientes.

m/l/	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	5.5	3.6	2.5	1.6	1.7	0.6
<b>Muestreo 2</b>	1.75	1.1	2	9	17	0.65
<b>Muestreo 3</b>	0.35	0.2	0.65	0.55	0.55	0.625



**Figura 6.23.** Grafica de los resultados de los sólidos sedimentables.

Los parámetros que marca la NOM – 001 – ECOL – 1996 son los siguientes:

$$PM = 1 \text{ ml/l} \quad PD = 2 \text{ ml/l}$$

Observamos que los sólidos sedimentables en la zona de ARR específicamente en el segundo muestreo el resultado es alto, como puede observarse y comparando este valor con todos los otros valores de sólidos esta región mostró los valores más altos con respecto a sólidos.

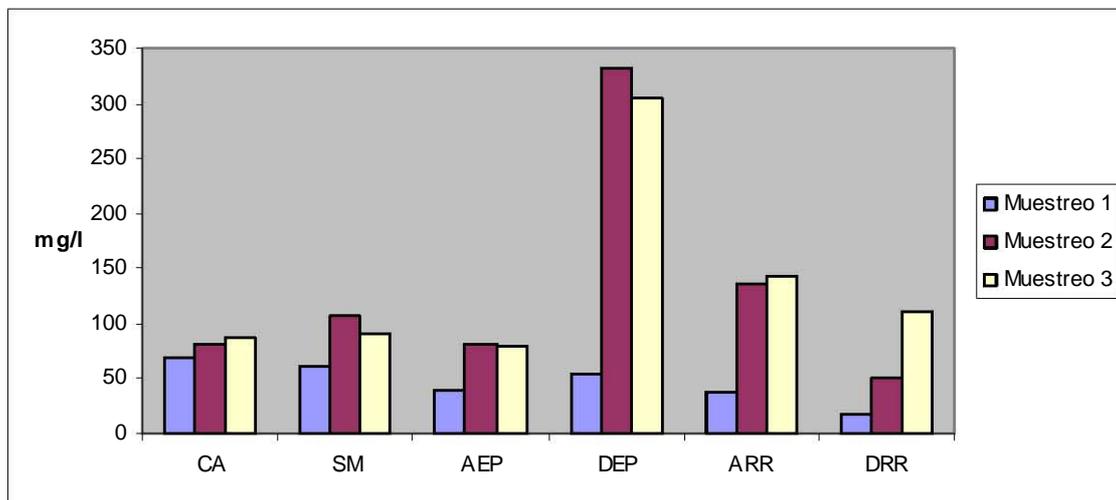
En la zona de DRR los tres muestreos entran en la norma. Debería continuarse con este estudio del análisis a las aguas del Río Tula para certificar en que épocas del año las aguas se encuentran más contaminadas.

Los sólidos sedimentables constituyen una medida aproximada de la cantidad de fango que se obtendrá en la decantación primaria del agua residual. La sedimentación de estos sólidos con el tiempo desprende olores desagradables.

## 6.24. CLORURO

**Tabla 6.24.** Los resultados obtenidos de cloruro son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	68.48	62.23	38.99	55.11	38.49	17.49
<b>Muestreo 2</b>	81.47	106.47	81.47	331.4	136.21	51.48
<b>Muestreo 3</b>	86.72	91.22	79.23	304.16	142.46	109.72



**Figura 6.24.** Grafica de los resultados de cloruro.

Los resultados de los tres muestreos entre ellos son muy diferentes, lo cual indica que la cantidad de cloruros presentes es muy variada a lo largo de un río.

Podemos deducir que el nivel de cloruros en todas las muestras es muy alto, por lo tanto no son aptas para riego, pues un contenido elevado de cloruro puede dañar las conducciones y estructuras metálicas y perjudicar el crecimiento vegetal, se manifiesta por decoloraciones y disminución del tamaño de las hojas<sup>52</sup>.

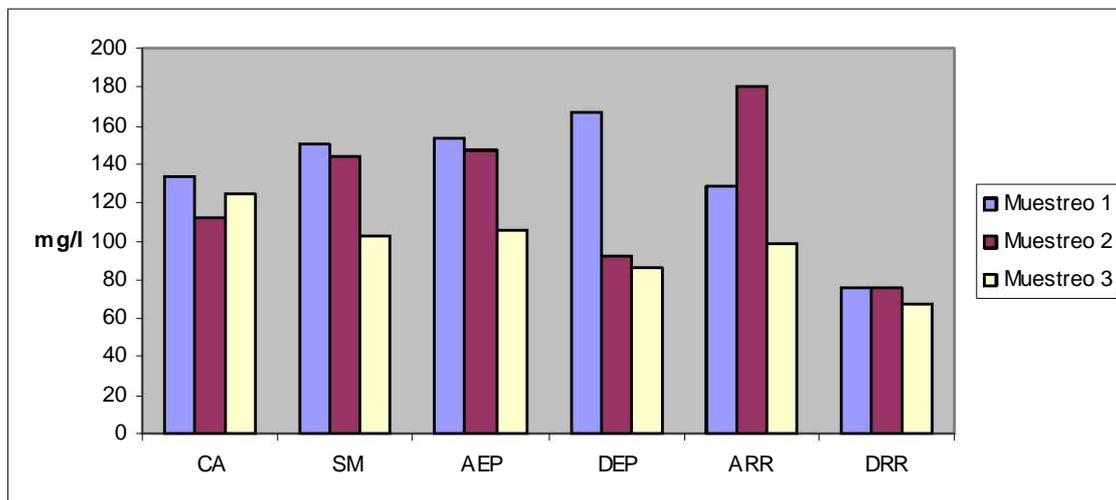
La concentración de cloruro en las aguas residuales es mayor que en un agua potable, ya que el NaCl es muy común en la dieta y pasa inalterado a través del sistema digestivo.

<sup>52</sup> Aguilera, Contreras Mauricio. *Relaciones, Agua, Suelo, Planta, Atmósfera*. Universidad Autónoma Chapingo. p 47.

## 6.25. SÍLICE

**Tabla 6.25.** Los resultados de sílice obtenidos son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	133.48	149.93	152.93	166.81	128.3	75.33
<b>Muestreo 2</b>	112.19	144.5	147.46	91.91	180.43	75.7
<b>Muestreo 3</b>	124.04	102.74	105.52	86.07	98.2	67



**Figura 6.25.** Grafica de los resultados de sílice.

Muchas aguas naturales contienen menos de 10 mg/l de sílice, algunos pueden llegar a contener hasta 80 mg/l.

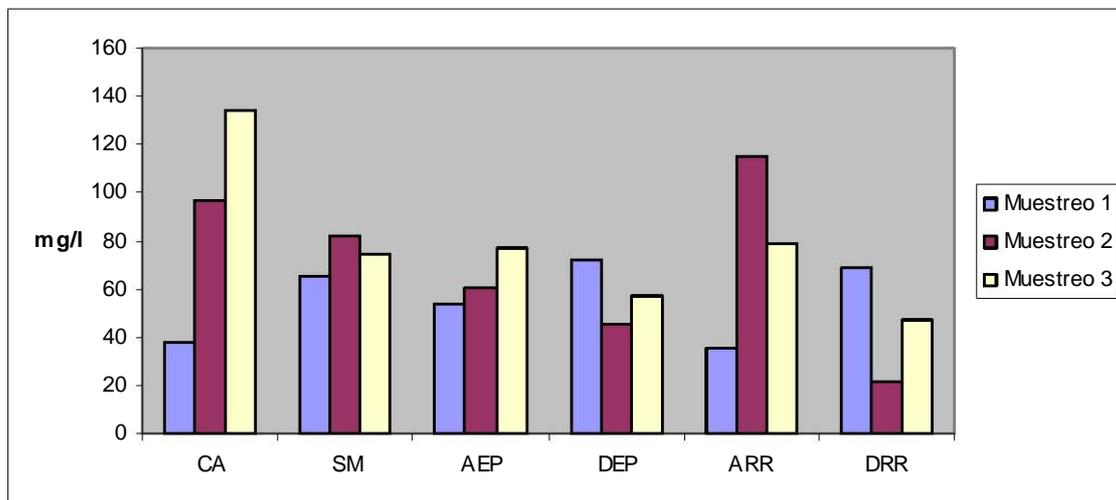
Observamos que la cantidad de sílice en forma de silicatos presentes en las muestras analizadas es mucho más grande de lo que podríamos esperar de un agua potable, solo se presento una excepción en la zona de DRR en los tres muestreos están por debajo de 80 mg/l. Esto no garantiza que el agua se considere buena para riego, pero en comparación con las otras es la que contiene menos sílice; posiblemente en esta zona existan menos deslaves.

La sílice ( $\text{SiO}_2$ ) es uno de los principales causantes de la corrosión de las tuberías y sistemas de conducción y desagüe empleados en el tratamiento de aguas.

## 6.26. GRASAS Y ACEITES

**Tabla 6.26.** Los datos obtenidos en grasas y aceites son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	38.4	65.2	54	72.4	35.6	68.4
<b>Muestreo 2</b>	97.2	82	60.4	46	115.6	21.6
<b>Muestreo 3</b>	134	74.8	76.8	57.6	78.4	47.6



**Figura 6.26.** Grafica de los datos obtenidos de grasas y aceites.

La NOM – 001 – ECOL – 1996 marca el siguiente parámetro:

$$PM = 15 \text{ mg/l} \quad PD = 25 \text{ mg/l}$$

Todos los resultados de aceites y grasas se encontraron fuera de la norma, aunque en el segundo muestreo en la zona de DRR el cual el contenido se encuentra por debajo de la norma. La mayor concentración de grasa y aceites se encontró que el efluente del mes de enero en la zona de CA donde los valores encontrados fueron de 134 mg/l. En las muestras de CA, SM, AEP y ARR los resultados del segundo y tercer muestreo son más grandes que el primero esto puede deberse a que el muestreo se realizó en época de sequía.

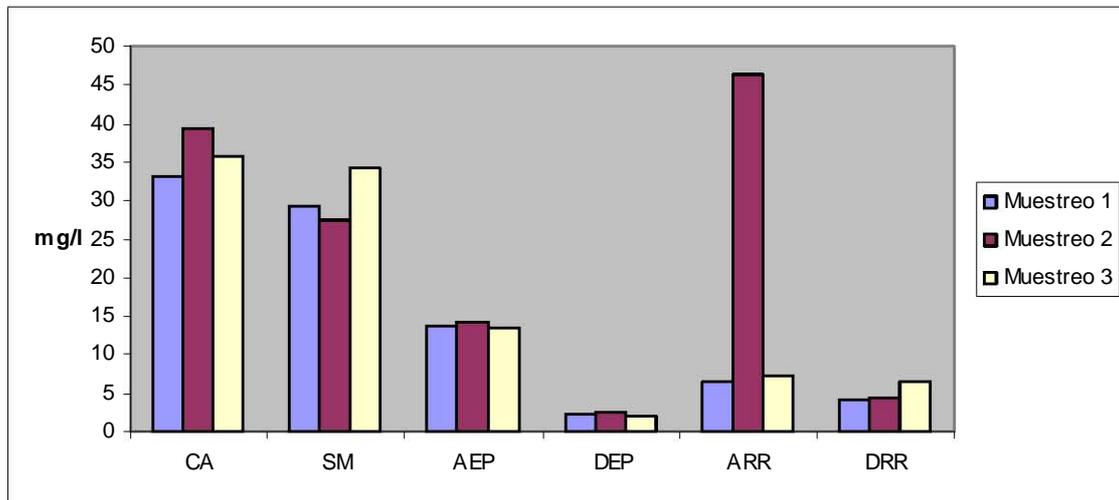
Las grasas y aceites van a permanecer en la superficie dando lugar a la aparición de natas y espumas. Estas natas y espumas entorpecen cualquier tipo de tratamiento físico o químico, por lo que deben eliminarse en los primeros pasos del tratamiento de un agua residual.

Las grasas y aceites tienden a solidificarse cuando se enfrían, lo cual conduce a la acumulación de las tuberías, causan bloqueos que son caras de arreglar.

## 6.27. FOSFATOS

**Tabla 6.27.** Los resultados obtenidos en la medición de fosfatos son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	33.2	29.2	13.76	2.3	6.5	4.2
<b>Muestreo 2</b>	39.39	27.49	14.37	2.54	46.32	4.38
<b>Muestreo 3</b>	35.84	34.3	13.56	2.16	7.16	6.49



**Figura 6.27.** Grafica de los resultados de fosfatos.

Los límites permisibles para aguas como uso de riego de la NOM – 001 – ECOL – 1996 son los siguientes:

$$PM = 20 \text{ mg/l} \quad PD = 30 \text{ mg/l}$$

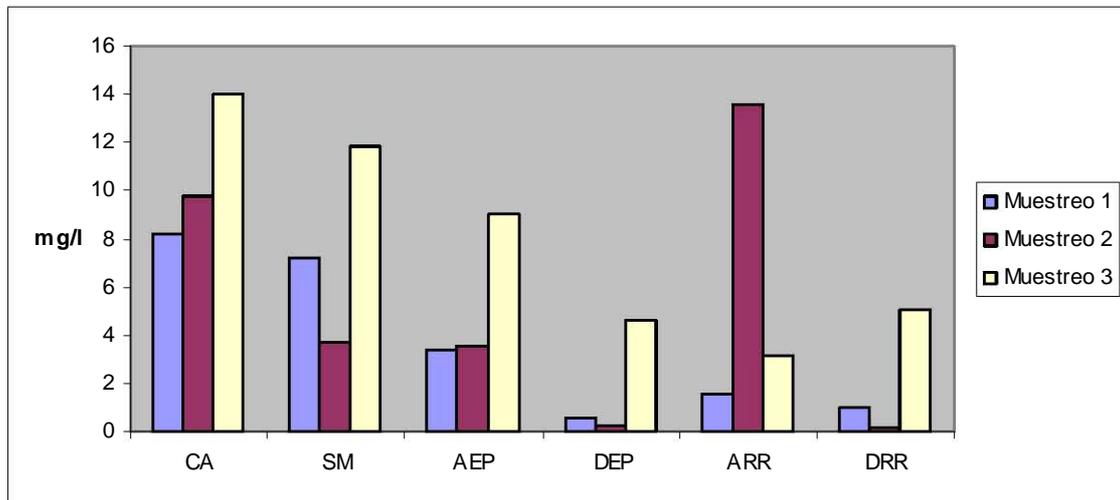
En la zona de CA y SM en los tres muestreos la concentración de fosfatos es superior al límite permisible con respecto a las otras zonas excepto de la zona de ARR en el segundo muestreo.

Su presencia en las aguas residuales es debida a los detergentes arrojados en las aguas residuales y al uso de fertilizantes que son deslavados de la tierra de cultivo principalmente.

## 6.28. SURFACTANTE

**Tabla 6.28.** Los resultados obtenidos de surfactantes son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	8.21	7.22	3.4	0.56	1.6	1.03
<b>Muestreo 2</b>	9.82	3.73	3.55	0.22	13.57	0.16
<b>Muestreo 3</b>	14.02	11.87	9	4.65	3.16	5.02



**Figura 6.28.** Grafica de los resultados de los surfactantes.

Los resultados de los detergentes como SAAM en las muestras es un poco variado, aquí influyen las descargas domesticas que son distintas en cada lugar, por ejemplo la zona más constante puede ser considerada CA, pues todas las demás los resultados no son tan constantes.

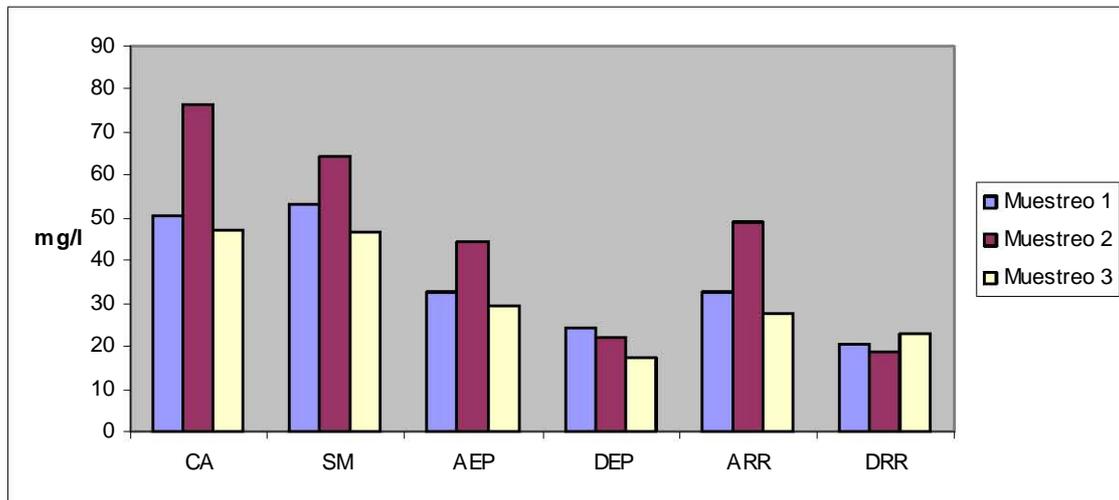
La espuma en las plantas de tratamiento de agua provoca problemas de operación, afecta la sedimentación primaria ya que engloba partículas haciendo que la sedimentación sea más lenta, recubre las superficies de trabajo con sedimentos que contienen altas concentraciones de surfactantes, grasas, proteínas y lodos.

Al utilizar aguas negras que contengan detergentes para irrigación, se pueden contaminar los suelos y por consiguiente, los cultivos.

## 6.29. NITRÓGENO AMONIAICAL

**Tabla 6.29.** Los resultados de nitrógeno amoniacal obtenidos son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	50.4	53.3	32.5	24.3	32.5	20.3
<b>Muestreo 2</b>	76.26	64.24	44.12	21.98	49.01	18.53
<b>Muestreo 3</b>	47.15	46.65	29.48	17.38	27.51	22.99



**Figura 6.29.** Grafica de los resultados de nitrógeno amoniacal.

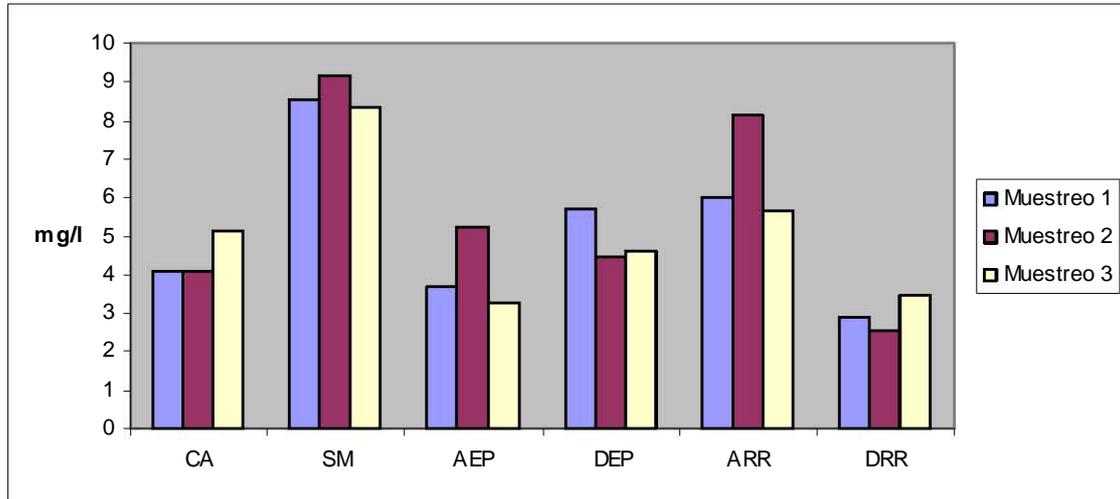
Los valores para nitrógeno amoniacal fueron muy variables desde el orden de 17.38 en la zona de DEP hasta los valores de 76.26 en la zona de CA considerando los valores mayores de 40 mg/l fuera de la norma de nitrógeno total, debido a la abundante materia orgánica proveniente de los desechos industriales y domésticos; de esa forma cuando encontramos mucho nitrógeno amoniacal en el agua, estamos en presencia de materiales orgánicos en descomposición resultado de desechos de tipo domestico ejemplo de ello orina, así como desinfectantes en instalaciones industriales. Se ve claramente como en las descargas de CA que se pueden considerar como domesticas los valores son los más altos.

En aplicaciones industriales, las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal causan corrosión en las tuberías.

### 6.30. NITRÓGENO ORGÁNICO

**Tabla 6.30.** Los datos obtenidos de nitrógeno orgánico son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	4.1	8.54	3.7	5.69	6.02	2.91
<b>Muestreo 2</b>	4.08	9.16	5.22	4.45	8.12	2.53
<b>Muestreo 3</b>	5.15	8.32	3.24	4.62	5.66	3.47



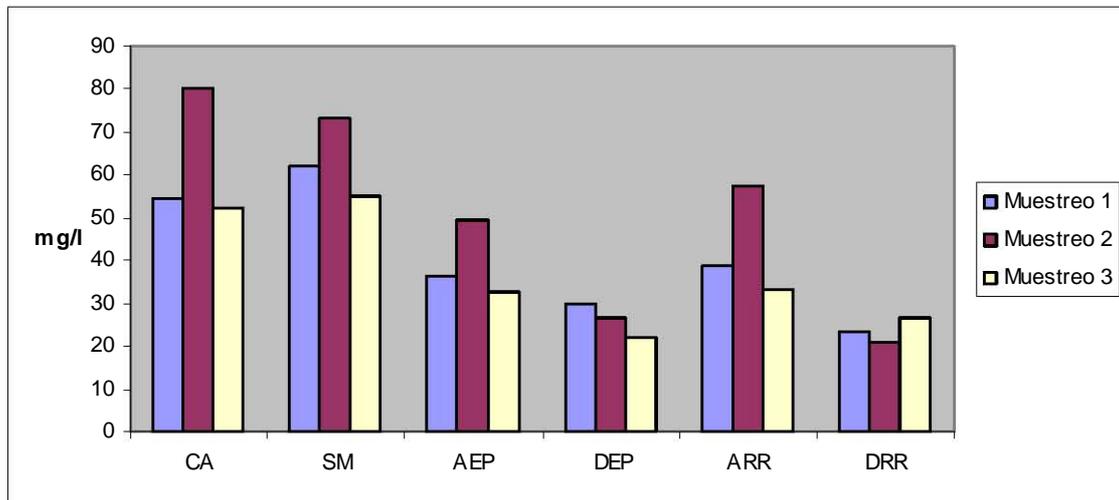
**Figura 6.30.** Grafica de los datos obtenidos de nitrógeno orgánico.

Los resultados del agua para nitrógeno orgánico también son muy variados; la zona más constante es SM pues los tres resultados son muy parecidos y considerablemente los más altos, esto puede ser porque el nitrógeno orgánico es aportado a las aguas residuales a través de las excretas humanas, por la descomposición de los vegetales y animales, también puede provenir de rellenos sanitarios, desechos de ganadería e industriales.

### 6.31. NITROGENO TOTAL

**Tabla 6.31.** Los resultados obtenidos de nitrógeno total son los siguientes.

mg/l	CA	SM	AEP	DEP	ARR	DRR
<b>Muestreo 1</b>	54.5	61.84	36.2	29.99	38.52	23.21
<b>Muestreo 2</b>	80.34	73.4	49.34	26.43	57.13	21.06
<b>Muestreo 3</b>	52.3	54.97	32.72	22	33.17	26.46



**Figura 6.31.** Grafica de los resultados de nitrógeno total.

La NOM – 001 – ECOL – 1996 dice lo siguiente:

$$PM = 40 \text{ mg/l} \quad PD = 60 \text{ mg/l}$$

En las zonas de DEP, DRR y AEP excepto el segundo muestreo de este último si entran en la norma como agua aceptable para riego, pero todas las demás zonas no entran en la norma y se puede considerar como un agua contaminada, esto puede ser por los desechos industriales y domésticos.

Las descargas de aguas residuales ricas en nitrógeno pueden causar problemas de reducción de oxígeno, ya que al oxidarse los compuestos de nitrógeno retiran el poco oxígeno presente, aumentando con ello el deterioro de la corriente de agua.

El nitrógeno total kjeldahl incluye al nitrógeno orgánico y al nitrógeno amoniacal.

### 6.32. METALES

**Tabla 6.32.** Los resultados obtenidos de los metales son los siguientes.

Metal Analizado	Concentración permitida en mg/l (NOM-001- ECOL-1996)		Concentración Detectada en mg/l		
	PM	PD	SM	AEP	DEP
Cd	0.2	0.4	0.000	0.000	0.000
Cr	1	1.5	0.010	0.000	0.002
Fe			0.280	0.174	0.183
Hg	0.01	0.02	0.000	0.000	0.000
Mn			0.231	0.194	0.159
Ni	2	4	0.035	0.019	0.006
Pb	0.5	1	0.000	0.000	0.000
Zn	10	20	0.060	0.033	0.010

Específicamente en la determinación de metales pesados en aguas residuales del Río Tula. Se determinó que ninguno de los metales analizados rebasa los parámetros de la norma NOM – 001 – ECOL – 1996. Con estos datos obtenidos se puede decir que las descargas de agua residual provenientes de los afluentes que descargan en el Río Tula si cumplen con los límites permisibles en los metales de características químicas y por lo tanto no representan un riesgo para el medio ambiente.

Con respecto a metales pesados se puede decir que las aguas analizadas se encuentran libre de metales pesados, pero el contenido de materia orgánica y con ello el contenido de bacterias es alto esto facilita la tarea del proceso de tratamiento de esta agua residual.

## **CAPITULO 7**

### **7. DIFERENTES TIPOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS**

#### **7.1. PROCESO POR LODOS**

El tratamiento se proporciona mediante difusión de aire por medios mecánicos en el interior de tanques. Durante el tratamiento los microorganismos forman floculos que, posteriormente se dejan sedimentar en un tanque, denominado tanque de clarificación. El sistema básico comprende, pues un tanque de aireación y un tanque de clarificación por los que se hace pasar los lodos varias veces.

Los dos objetivos principales del sistema de lodos activados son (1º) la oxidación de la materia biodegradable en el tanque de aireación y (2º) la floculación que permite la separación de la biomasa nueva del efluente tratado<sup>53</sup>.

Las ventajas principales de este proceso son el corto tiempo de residencia de la biomasa en las piscinas, que es de unas 6 horas, lo que permite tratar grandes volúmenes en espacios reducidos y la eficiencia en la extracción de las materias suspendidas.

Este sistema permite una remoción de hasta un 90% de la carga orgánica, pero tiene algunas desventajas: en primer lugar requiere de instalaciones costosas y la instalación de equipos electromecánicos que consumen un alto costo energético. Por otra parte produce un mayor volumen de lodos que requieren de un tratamiento posterior por medio de reactores anaeróbicos y/o su disposición en rellenos sanitarios bien instalados<sup>54</sup>.

#### **7.2. PROCESO POR BIODISCOS**

Originalmente este sistema consistía en una serie de discos de madera, con diámetros entre 1.0 y 3.5 metros, montados sobre una flecha horizontal que giraba durante el movimiento, cerca del 40% del área superficial de los discos se encontraba sumergida en el agua residual.

Actualmente se utilizan placas de plástico corrugado y otros materiales en vez de madera. Cuando el proceso inicia su operación, los microorganismos del agua residual

---

<sup>53</sup> <http://www.puc.cl/quimica/agua/tratamiento.htm>

<sup>54</sup> <http://www.tierramor.org/Articulos/tratagua.htm>

afluente se adhieren a la superficie del material plástico y se desarrollan hasta que toda esta área quede cubierta con una capa o una película microbiana.

Al girar los discos, la película biológica se adhiere a éstos entrando en contacto, alternamente con el agua residual que está en el estanque y con el oxígeno atmosférico. Al salir las aguas del tanque, los discos arrastran una capa líquida sobre la superficie de la película biológica, lo cual permite la oxigenación del agua y los microorganismos. Debido a la sucesión de inmersiones y emersiones la capa líquida se renueva constantemente.

La oxigenación se realiza por difusión a través de la película líquida que queda adherida a la biomasa. Los microorganismos utilizan oxígeno molecular disuelto para efectuar la degradación aerobia de la materia orgánica, que se utiliza como fuente de nutrientes. El exceso de microorganismos se desprende de los discos debido a las fuerzas cortantes originadas por la rotación de éstos al pasar por el agua. Los microorganismos desprendidos se mantienen en suspensión en el líquido, salen del tanque con el agua tratada y se dirigen hacia el sedimentador secundario, donde son separados de ésta<sup>55</sup>.

Su principal ventaja es el bajo requerimiento energético ya que comparado con los lodos activados consume 1/3 de la energía requerida. Puede, además, soportar cambios drásticos en la alimentación e instalarse de manera muy sencilla varias unidades en serie para obtener un alto grado de nitrificación<sup>56</sup>.

Otras ventajas que presenta este sistema, encuadrado en las denominadas tecnologías blandas, deriva de su simplicidad; ausencia de personal especializado para el mantenimiento y control del proceso ya que se autorregula automáticamente, no es necesario controlar el oxígeno disuelto en el depósito de tratamiento ni la concentración del licor de mezcla, da un nivel mínimo de ruidos, espumas, aerosoles y olores, las dimensiones de los depósitos son menores que los utilizados por otros procesos<sup>57</sup>.

El rendimiento del proceso es más estable en épocas frías debido al hecho de permanecer cubiertos los tanques<sup>58</sup>.

Los biodiscos son aconsejables para el tratamiento de vertidos de comunidades e industrias de tamaño pequeño y medio, ocupan poco espacio<sup>59</sup>.

---

<sup>55</sup> <http://www.aguamarket.com/diccionario/terminos.asp?Id=1283>

<sup>56</sup> <http://www.monografias.com/trabajos15/tratamiento-destilera/tratamiento-destilera.shtml>

<sup>57</sup> [http://www.ambientum.com/revista/2002\\_05/BIODISCO1.asp](http://www.ambientum.com/revista/2002_05/BIODISCO1.asp)

<sup>58</sup>

<http://aguamarket.com/productos/productos.asp?producto=1160&Depuraci%C3%B3n%20de%20las%20Aguas%20Residuales>

<sup>59</sup>

[http://72.14.203.104/search?q=cache:5W2p44iF5iAJ:www.mtas.es/insht/EncOIT/pdf/tomo3/101.pdf+desventajas+de+biodiscos+para+tratamiento+de+aguas+residuales&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=19&lr=lang\\_es](http://72.14.203.104/search?q=cache:5W2p44iF5iAJ:www.mtas.es/insht/EncOIT/pdf/tomo3/101.pdf+desventajas+de+biodiscos+para+tratamiento+de+aguas+residuales&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=19&lr=lang_es)

Algunas dificultades en los procesos de biodiscos son: la pérdida de biomasa, desarrollo de biomasa blanca, disminución de la eficacia depuradora por variaciones de temperatura, caudal, carga orgánica, pH y acumulación de sólidos en los discos<sup>60</sup>.

### 7.3. PROCESO POR LAGUNAS

Las lagunas no son más que excavaciones realizadas en un terreno para el tratamiento de aguas residuales. Los trabajos de investigación realizados sobre lagunas en la década de 1940 permitieron el desarrollo de estos sistemas como una alternativa de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales.

Las lagunas poseen una profundidad variable. Se clasifican teniendo en cuenta la concentración de oxígeno disuelto (nivel de aerobividad), y la fuente que suministra el oxígeno necesario para la asimilación bacteriana de compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales. En tabla 7.1. se pueden observar los cuatro tipos de lagunas más importantes, clasificadas de acuerdo con la concentración y fuente de oxígeno.

**Tabla 7.1. Clasificación de las lagunas con base en la presencia y fuente de oxígeno.**

<b>Clase de laguna</b>	<b>Presencia de oxígeno</b>
Aerobia	La fotosíntesis suministra el oxígeno necesario para mantener condiciones aerobias en toda la columna de agua.
Facultativa	La zona superficial es aeróbica. La zona profunda puede ser anóxica o anaeróbica.
Aireada con mezcla parcial	La aireación superficial produce una zona aerobia que puede alcanzar la totalidad de la profundidad, dependiendo del ingreso de oxígeno y de la profundidad de la laguna.
Anaerobia	La totalidad de su profundidad es anaerobia.

Otro método de clasificación que incluye todos los tipos de lagunas se basa en la frecuencia y duración de la descarga del efluente. De acuerdo con este enfoque las lagunas se clasifican en:

<sup>60</sup>

[http://72.14.203.104/search?q=cache:djqs0moMd1kJ:www.mgpa.uchile.cl/documentos/arangoj.pdf+desventajas+de+bio+discos&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=8&lr=lang\\_es](http://72.14.203.104/search?q=cache:djqs0moMd1kJ:www.mgpa.uchile.cl/documentos/arangoj.pdf+desventajas+de+bio+discos&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=8&lr=lang_es)

- Lagunas de retención total
- Lagunas con descarga controlada
- Lagunas con descarga de control hidrológico
- Lagunas con descarga continúa

Las lagunas de retención total, o lagunas de evaporación, se deben considerar sólo en lugares donde la tasa de evaporación supera la de precipitación anual. Las lagunas con descarga controlada vierten su efluente periódicamente, cuando la fuente receptora presenta condiciones óptimas para recibir la descarga del efluente tratado. Las lagunas con descarga de control hidrológico (DCH) son una variación de aquellas de descarga controlada; bajo este concepto, la laguna se diseña en forma tal que permite la descarga del efluente tratado cuando la fuente receptora presenta un caudal por encima de un mínimo aceptado. Muchas de las lagunas con descarga controlada o con descarga de control hidrológico son facultativas. Todas las clases de lagunas pueden funcionar con descarga continua.

### **7.3.1. Aplicaciones**

Estos sistemas pueden funcionar en forma independiente o en combinación con otros sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Las ventajas de un sistema con lagunas son:

- Los costos de capital resultan bajos.
- Requiere mínima capacitación del personal encargado de su operación.
- La evacuación y disposición de lodos se realiza sólo en intervalos de 10 a 20 años.

- Es compatible con sistemas de tratamiento acuáticos o sobre el suelo.

Las desventajas de un sistema con lagunas son:

- Requiere grandes extensiones de terreno.
- En el efluente se da una concentración elevada de algas que puede ocasionar problemas en fuentes receptoras superficiales.
- Las lagunas sin aireación a menudo no cumplen las normas exigentes de vertimiento.
- Las lagunas pueden causar impactos negativos sobre las aguas subterráneas si no se impermeabilizan, o si el recubrimiento se daña.
- Un diseño inapropiado o una incorrecta operación pueden generar malos olores.

### **7.3.2. Lagunas Aerobias**

Son bastante profundas para permitir la penetración de la luz del sol en toda la columna de agua. Como resultado, este tipo de laguna tiene una gran actividad fotosintética durante las horas de luz solar en toda la columna de agua; su profundidad varía entre 1 y 2 pies (0.3 y 0.6 m). Las lagunas diseñadas para aumentar la actividad fotosintética de las algas se denominan también lagunas de alta tasa. El oxígeno producido por las algas permite a las bacterias degradar en forma aerobia los compuestos orgánicos presentes en el agua residual. Durante las horas de luz solar, el oxígeno y el pH aumentan alcanzando valores máximos; mientras que en las horas de oscuridad dichos parámetros disminuyen en forma considerable respecto del valor máximo. Los tiempos de retención de estos sistemas son relativamente cortos (valor usual, 5d). Las lagunas aerobias se utilizan en combinación con otras lagunas y su aplicación se limita a zonas con climas cálidos y soleados.

### **7.3.3. Lagunas Facultativas**

En general, su profundidad oscila entre 5 y 8 pies (1.5 a 2.5 m) y se conocen también como lagunas de estabilización. El tratamiento se desarrolla por acción de bacterias aerobias en la capa superior y de bacterias anaerobias o anóxicas en la capa inferior, dependiendo de la mezcla que se induce por acción del viento. Los sólidos sedimentables se depositan en el fondo de la laguna. El aporte de oxígeno se logra por fotosíntesis y por reaireación natural superficial. Las lagunas facultativas pueden funcionar como lagunas con descarga controlada, lagunas de retención total, o como unidades de almacenamiento para un tratamiento posterior sobre el suelo.

### **7.3.4. Lagunas Aireadas con Mezcla Parcial**

Son más profundas y pueden recibir mayor carga orgánica que una laguna facultativa. El suministro de oxígeno se realiza por medio de aireadores mecánicos flotantes o difusores de aire sumergidos. Las lagunas aireadas tienen una profundidad que varía entre 6 y 20 pies (2 y 6 m), y se diseña con un bajo tiempo de retención bajo (3 a 20 d). La principal ventaja de una laguna aireada radica en que necesita menor área que otros sistemas de lagunas.

### **7.3.5. Lagunas Anaerobias**

Se diseñan para el tratamiento de residuos líquidos con alto contenido de materia orgánica, generalmente aguas residuales de industrias ubicadas en zonas rurales apartadas. Estas lagunas no cuentan con zonas aerobias, su profundidad oscila entre 15 y 30 pies (5 y 10 m) y su tiempo de retención va de 20 a 50 d. Como consecuencia de la generación potencial de malos olores, las lagunas anaerobias requieren ser cubiertas o aisladas de zonas pobladas.

El tratamiento anaerobio se lleva a cabo mediante una amplia variedad de bacterias clasificadas en dos grupos: formadoras de ácidos (acidogénicas) y formadoras de metano (metanogénicas). Estos dos grandes grupos de bacterias actúan en forma combinada para garantizar la conversión del carbono en metano.

El tratamiento anaerobio en comparación con el tratamiento aerobio tiene las siguientes ventajas:

- 1) posibilidad de alcanzar una gran estabilización del residuo
- 2) baja producción de lodos biológico residuales
- 3) baja necesidad de nutrientes
- 4) no requiere oxígeno
- 5) produce metano.

Las desventajas de este tratamiento son:

- 1) remoción incompleta de la DBO
- 2) requiere temperaturas relativamente elevadas
- 3) generación potencial de malos olores.

#### **7.3.5.1. Tratamiento Preliminar del Agua Residual**

Los sistemas con lagunas pueden no requerir de tratamiento preliminar alguno; sin embargo, la ventaja del pre-tratamiento radica en que minimiza la cantidad de material flotante que causa molestias en la primera laguna. En el tratamiento de aguas residuales de instituciones se acostumbra a utilizar tamices o equipos de maceración, para reducir el tamaño de trapos y demás material flotante. En aguas residuales residenciales basta con usar una rejilla para proteger la cabecera de la planta o las estaciones de bombeo de objetos y trapos de gran tamaño. Instalaciones como monitores de caudal, muestreadores

y estaciones de bombeo son por lo general los únicos equipos que se instalan antes de la descarga del agua residual en las lagunas de tratamiento<sup>61</sup>.

El sistema es capaz de lograr una buena desinfección por la acción de la radiación UV del sol<sup>62</sup>.

### 7.3.5.2 Diseño de Instalaciones Físicas

Los elementos físicos incluyen la configuración de la laguna, las líneas de recirculación, la delimitación e impermeabilización de la laguna, los taludes o terraplenes, los efectos ocasionados por acción del viento y la temperatura, y las condiciones hidráulicas de la laguna.

### 7.3.5.3. Configuración de la Laguna

La configuración de un sistema de lagunas puede permitir la operación en serie o en paralelo. La ventaja de una operación en serie radica en mejorar el tratamiento al reducir los cortocircuitos; mientras que una configuración en paralelo permite una mejor distribución de la carga contaminante sobre la totalidad del área disponible. La utilización de líneas de recirculación en un sistema de lagunas permite combinar las condiciones de operación en serie y en paralelo.

La mayoría de lagunas con aireación parcial son cuadradas, mientras que las lagunas facultativas pueden ser cuadradas o rectangulares con una relación largo – ancho que oscila entre 3:1 y 4:1. Las lagunas se constituyen por lo general en tierra, con paredes inclinadas que pueden tener pendientes de 2.5:1 a 3.5:1. El volumen de la laguna se puede calcular mediante la siguiente ecuación:

$$V = [LW + (L - 2sd)(W - 2sd) + 4(L - sd)(W - sd)]d/6 \quad (7.3.1)$$

donde  $V$  = volumen de la laguna, pie<sup>3</sup> (m<sup>3</sup>).

$L$  = largo de la laguna en la superficie, pie (m).

$W$  = ancho de la laguna en la superficie, pie (m).

$s$  = pendiente ( $s:1$  indica la distancia vertical para una unidad de distancia horizontal).

---

<sup>61</sup> Crites, Ron y Tchobanoglous, George. *Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones*. Mc Graw Hill Interamericana S.A. p 475 – 482, 493.

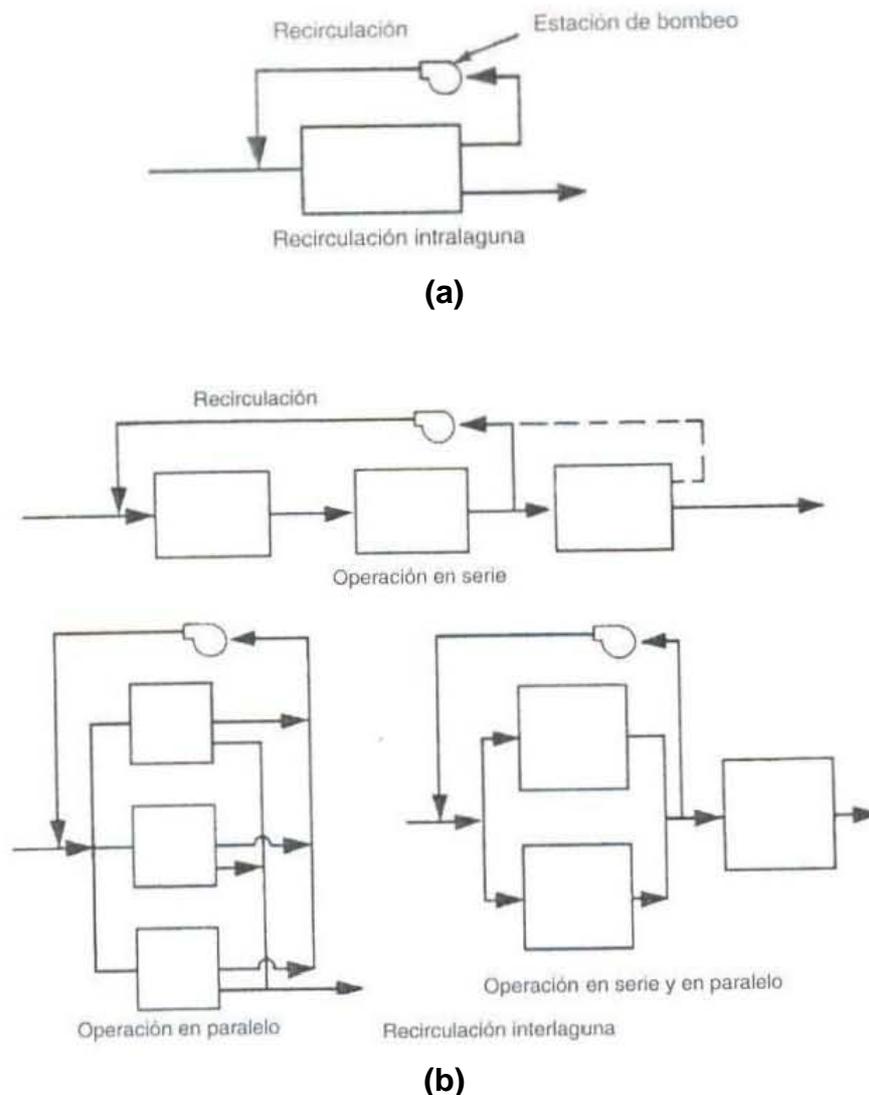
<sup>62</sup>

[http://72.14.203.104/search?q=cache:MRpnY4NSXkwJ:tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo\\_19.pdf+proceso+por+biodiscos+para+tratamiento+de+aguas+residuales&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=11&lr=lang\\_es](http://72.14.203.104/search?q=cache:MRpnY4NSXkwJ:tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo_19.pdf+proceso+por+biodiscos+para+tratamiento+de+aguas+residuales&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=11&lr=lang_es)

$d$  = profundidad de la laguna, pie (m).

#### 7.3.5.4. Recirculación

Entre los beneficios de la recirculación en los sistemas de tratamiento con lagunas están la generación de mezcla, la dilución del agua cruda y la aireación. La capacidad de recirculación es un factor positivo dentro de las características de un diseño, aun cuando la recirculación no sea continua. La recirculación dentro de la laguna (recirculación intralaguna), así como la recirculación hacia otras lagunas (recirculación interlagunas), han sido utilizadas con éxito. En la figura 7.1. se ilustran los dos tipos de recirculación. Las principales razones que motivan la recirculación son proveer mezcla y dilución. En la práctica de la recirculación se emplean bombas de baja cabeza y gran volumen.



**Figura 7.1.** Diagrama de recirculación en lagunas: (a) intralaguna (dentro de una laguna) y (b) interlaguna (entre lagunas).

### **7.3.5.5. Recubrimiento e Impermeabilización**

Las lagunas son recubiertas para prevenir que el agua residual tratada se filtre hacia fuentes de agua subterráneas. Los métodos de recubrimiento e impermeabilización se clasifican en tres grupos:

1. Tratamiento químicos y naturales.
2. Compactación de tierra o cementación del suelo.
3. Geomembranas.

Los impermeabilizantes naturales han sido encontrados como resultado de tres mecanismos:

1. Llenado físico de los poros del suelo por los sólidos sedimentados.
2. Llenado químico de los poros del suelo.
3. Llenado biológico debido a crecimiento microbiológico.

Aunque estos métodos tienden a sellar el fondo de las lagunas en un año o más, muchas agencias de control exigen otras acciones que garanticen la protección de las aguas subterráneas. Materiales como bentonita, asfalto, suelo cemento y geomembranas pueden reducir las pérdidas por infiltración a niveles aceptados por las agencias de control.

### **7.3.5.6. Terraplenes de las Lagunas**

Los taludes, diques o terraplenes son barreras en tierras construidas para estabilizar y proteger el perímetro de la laguna de la erosión, del oleaje y de la presencia de roedores. De acuerdo con el tipo de suelo empleado en la construcción de los terraplenes, el grado de inclinación de los mismos debe ser recomendado por un ingeniero de suelos.

La mayoría de lagunas se construyen por medio de excavaciones en el terreno, extrayendo material que sirve para construir los terraplenes y demarcar la laguna. Idealmente, el material extraído del fondo de la laguna es suficiente para construir los diques; ya que por lo común por cada yarda cúbica de corte se producen 0.7 a 0.8 yardas cúbicas de relleno, debido al grado de compactación que requiere el talud y al rechazo de material inadecuado. El diseño actual de los terraplenes junto con el grado de inclinación, el afinado de las bases, la compactación y la protección contra la erosión deben ser realizadas por un ingeniero de suelos.

La protección de los terraplenes debe extenderse a 1 pie (0.3 m) o más por debajo del nivel mínimo del agua y 1 pie (0.3 m) por encima del nivel máximo. Para proteger los

taludes contra la acción de oleaje se puede usar asfalto, geomembranas, polietileno, concreto, piedra o hierba rastrera. El material de impermeabilización se puede proteger de la radiación ultravioleta colocando piedra triturada encima; además, esta combinación puede proteger los taludes de la erosión y de roedores que crean madrigueras. Los roedores causan la mayoría de los problemas, ya que el control al crecimiento de las malezas y de roedores es más difícil en este tipo de lagunas. Las ratas y nutrias intentan siempre formar madrigueras en los taludes en tierra; si esto ocurre, el variar la profundidad de la columna de agua en la laguna puede desalentar la formación de madrigueras por parte de estos roedores.

#### **7.3.5.7. Efectos Ocasionados por Acción del Viento y la Temperatura**

El viento genera un flujo con trayectoria circular en las lagunas. Los ejes de la entrada y salida de la laguna se deben alinear perpendicularmente a la dirección predominante del viento, para reducir la formación de cortocircuitos.

Debido a la diferencia de temperatura entre el afluente y el agua contenida en ellas, las lagunas estratificadas no funcionan igual en verano que en invierno. En verano, el afluente es por lo general más frío que la laguna y fluye por el fondo alcanzando la salida. En invierno ocurre lo contrario, el afluente por ser más caliente fluye por la superficie de la laguna hasta alcanzar la salida. La utilización de pantallas deflectoras, distribuidores de caudal a la entrada y a la salida de la laguna, y las líneas de recirculación tienden a reducir los efectos adversos de la estratificación.

#### **7.3.5.8. Diseño Hidráulico de Laguna**

Entre los elementos de importancia en la hidráulica de una laguna están las estructuras de entrada y salida, el uso de deflectores y los efectos ocasionados por la acción del viento y la estratificación en la laguna. El diseño hidráulico más común que se encuentre en la mayoría de lagunas comprende la utilización de la tubería de entrada en el centro de la laguna para el ingreso del agua residual. Sin embargo, se ha demostrado en estudios hidráulicos y de eficiencia del sistema, que la instalación de una alimentación central no es el método más eficiente para introducir el agua residual a una laguna.

El agua residual afluente debe distribuirse en múltiples entradas utilizando un difusor. Tanto las entradas como las salidas de la laguna, se deben ubicar en forma tal que el perfil

de la velocidad de flujo a través de la laguna sea uniforme, entre los diferentes puntos de acceso y evacuación. Una tubería ubicada en el fondo de la laguna, con tubos múltiples o boquillas apuntando hacia la misma dirección en un ligero ángulo sobre la horizontal, produce una distribución uniforme del afluente. Las pérdidas hidráulicas de diseño en cada punto son de aproximadamente 1 pie (0.3 m) para condiciones de caudal promedio, obteniendo una velocidad resultante de 8 pies/s (2.4 m/s).

Los dispositivos de salida deberían ser también numerosos para evitar la formación de cortos circuitos. En lagunas profundas (profundidad mayor a 5 pies), las salidas se deben diseñar en forma tal que permitan la evaluación a diferentes alturas y están ubicadas por lo menos a 1 pie (0.3 m) por debajo de la superficie del agua. Las tuberías de distribución deben ser numerosas y bastantes largas, para limitar las pérdidas por fricción bajo condiciones de caudal pico de 3 a 4 pulg (75 a 199 mm), manteniendo la conducción a tubo lleno. Las pérdidas hidráulicas en los canales de suministro y retorno no deben ser superiores al 10% de las pérdidas en las tuberías de distribución; cuando se mantiene dicha relación, se asegura una distribución uniforme.

En caso de usar un solo punto de entrada, la utilización de tabiques puede mejorar la distribución del flujo; los tabiques plásticos con soporte flotante se pueden conseguir en el mercado. De utilizarse éstos, el área de la sección transversal de flujo debe ser constante para garantizar en lo posible que la velocidad del flujo sea constante, con la ventaja, además, de promover mezcla en los puntos donde cambia la dirección de flujo<sup>63</sup>.

### **7.3.6. Mantenimiento de Rutina**

Una vez que las lagunas de oxidación han iniciado su operación en estado estable, es necesario llevar a cabo actividades de mantenimiento rutinario que, aunque mínimas, son indispensables para su buena operación, las tareas rutinarias de mantenimiento son:

- Remoción de sólidos gruesos y arenas retenidos en las unidades de tratamiento preliminar.
- Corte, poda, retiro de pasto y vegetación que crezca sobre los terraplenes. Esto se hace para evitar que la vegetación caiga en la laguna y genere micro-ambientes propicios para la proliferación de mosquitos. Se recomienda, por lo tanto, el uso de vegetación o pastos de crecimiento lento para minimizar la frecuencia de esta actividad.

---

<sup>63</sup> Crites, Ron y Tchobanoglous, George. *Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones*. Mc Graw Hill Interamericana S.A. p 496 – 500.

- Remoción de material flotante y plantas macrófitas flotantes de las lagunas facultativas y las lagunas de maduración. Esto se hace para maximizar la tasa de fotosíntesis, la re-aeración superficial y prevenir la proliferación de moscas y mosquitos.

- Esparcir la capa de material flotante en la superficie de la laguna anaerobia (la cual no se debe remover ya que ayuda al tratamiento). En caso que se detecte crecimiento de mosca, este material se debe rociar con agua del acueducto.

- Remoción de cualquier material sólido acumulado en las estructuras de entrada y salida de las lagunas.

- Reparación de cualquier daño causado a los terraplenes por roedores y otros animales.

- Reparación de cualquier daño en las obras de encerramiento y puertas o sitios de acceso al sistema.

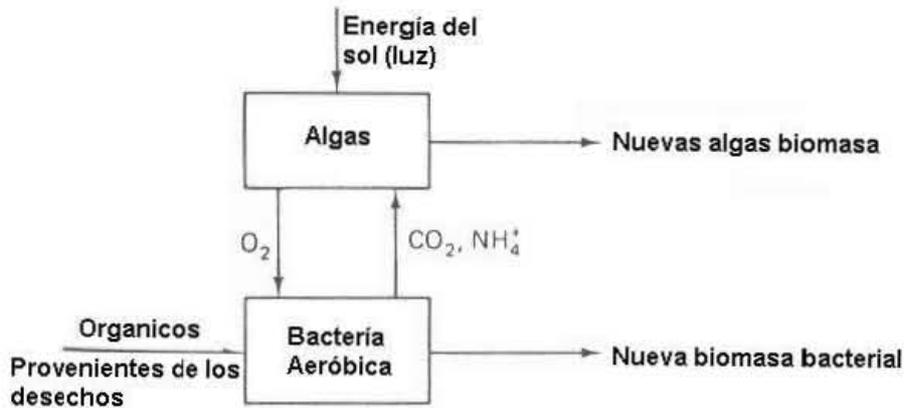
La información y registro de estas actividades debe consignarse en una bitácora de mantenimiento del sistema por el operador responsable. Esta persona también está usualmente a cargo de la toma de muestras y medición de los caudales de entrada al sistema<sup>64</sup>.

### **7.3.7. Estanques Aeróbicos y Lagunas**

Estas lagunas por ser tan extensas no es necesario suministrar oxígeno a los lodos activados por rociadores o a través de alguna fuente de oxígeno. En este caso el oxígeno producido sube directamente a los desechos a través de las algas. La cual crece sobre el estanque para suplir las necesidades de las bacterias. Este es un buen ejemplo ecológico de relación simbiótica entre algas y bacterias. Las bacterias suplen CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, etc; las algas y las bacterias reciben oxígeno de las algas, ver figura 7.2.

---

<sup>64</sup> <http://www.es.irc.nl/page/26728>



**Figura 7.2.** Relación de simbiosis algas/bacterias en estanques aeróbicos.

En términos de clasificación de organismos, las algas toman el rol de autótrofos, fotosintéticos, mientras que las bacterias actúan como heterótrofos quimosintéticos.

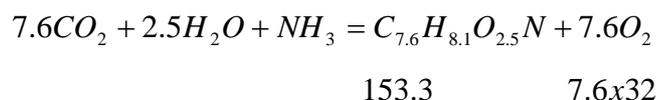
El balance de energía de una estanque, donde las algas crecen se pueden representar como

$$hW_a = ES_R A \quad (7.3.2.)$$

donde  $h$  es el calor de combustión (respiración) de las células de las algas en cal/g,  $W_a$  es la biomasa producido por las algas g/día,  $E$  es el coeficiente de eficiencia,  $S_R$  la radiación solar incidente en la superficie de la laguna en Langley (cal/cm<sup>2</sup> - día) y  $A$  es el área superficial de la laguna en cm<sup>2</sup>.

$$W_a = \frac{W_{O_2}}{p} \quad (7.3.3.)$$

$W_{O_2}$ , es la producción neta de oxígeno por la fotosíntesis medida en g/día, es usado en lugar de  $W_a$ , ya que las dos cantidades son proporcionales y  $p$  es factor de oxigenación. De esta manera,  $p$  es una constante y representa la unidad de oxígeno liberado por unidad de biomasa de alga formada. El valor de  $p$  se encuentra entre 1.25 y 1.75. Por ejemplo, el alga producida por la fotosíntesis se calcula:



la relación de oxígeno liberado a través de la biomasa de las algas es

$$\frac{7.6x32}{153.3} = 1.58$$

Asumiendo que el 15% de la biomasa es fijada, así<sup>65</sup>,

$$p = 1.58(0.85) = 1.34$$

#### 7.4. ELECCIÓN DEL MÉTODO

De acuerdo a la información antes presentada el sistema de tratamiento seleccionado para la depuración de las aguas del Río Tula es el sistema de laguna de oxidación aeróbica. Las razones para esta selección son las siguientes:

1. Son sistemas de tratamiento muy eficientes.
2. Es necesario para su funcionamiento un área grande la cual esta disponible.
3. No es necesario tener Ingenieros para su funcionamiento.
4. No es necesario contar con energía eléctrica ya que no lo necesita.
5. Las algas que se desarrollan en la laguna serán las que generan el oxígeno.
6. El costo de inversión inicial es bajo comparado con otros sistemas de tratamiento.
7. El costo de mantenimiento es bajo.
8. En caso que el agua tratada no sea utilizada para riego se puede usar esta agua para realimentar mantos acuíferos.

---

<sup>65</sup> Ten Fu Yen. *Environmental Chemistry: Chemical Principles for Environmental Processes. Volume 4B*. Prentice Hall PTR. p 1333 – 1335.

## **Conclusiones y Recomendaciones**

Este trabajo representa una aportación de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán al municipio de Tula de Allende, Hidalgo; ya que no existe hasta el momento ningún reporte detallado del agua que sirva a la actividad agrícola de la zona, por tal motivo la comunidad no se da cuenta de la calidad de agua que utiliza para riego, sólo PEMEX a realizado estudios a la salida de su emisor.

Se muestra un monitoreo abarcando Ciudad Cooperativa Cruz Azul; San Marcos; antes y después del Emisor de PEMEX; antes y después del Río Rosas.

Después de analizar los datos obtenidos en el laboratorio a las aguas residuales del Río Tula, se observa que el color del río es un indicador de la concentración y composición de las aguas contaminadas, debido al contacto con los desechos orgánicos. A medida que el color es más intenso, la capacidad de absorción de energía solar es mayor, y por ello se eleva la temperatura del agua al contacto con el suelo. Esto afectaría la capacidad de absorción del oxígeno disuelto en la corriente, pues al no tener el agua oxígeno disuelto por contaminación, en fondo de la flora comienzan a formarse colonias (grises) de hongos tipo Sphaerotilus o Leptomitus.

Al comparar los resultados de la DQO y DBO se puede concluir que el agua no debe de ser usada para riego ya que los valores de DQO son muy altos (DQO superiores a 151.83 mg/l y DBO excede a 64.68 mg/l en promedio) aunque la DBO se encuentra dentro de los parámetros aceptables por la NOM-001-ECOL-1996.

La presencia de Ca y Mg en promedio mayores a 50.29 mg/l y de 136.55 mg/l respectivamente, pueden llegar a causar porosidad en el suelo.

El ión cloruro puede presentarse sólo por aplicarse el agua residual de forma excesiva, en los resultados presenta valores por arriba de 104.59 mg/l y esto es considerado tóxico especialmente en árboles frutales, además de decoloraciones y disminución del follaje de los árboles.

El exceso de materia orgánica va a generar problemas de descomposición acompañadas de malos olores aumento del color en el agua, generación de mosquitos en la corriente así como la generación de bacterias anaeróbicas y la disminución de algas las cuales son las aportadoras de oxígeno.

La presencia de nitrógeno y fosfato en las aguas residuales es debida a los detergentes, fertilizantes, estos contaminantes producen en un cuerpo receptor problemas de envejecimiento (eutricación) que a la larga afectara al medio ambiente. Se puede

concluir que el principal contaminante de esta agua, lo constituye la materia orgánica presente en la forma de DQO, NTK, P, producidos en los hogares y en las industrias. normalmente sus niveles de nitrógeno y compuestos fosfatados son elevados, por lo que se consideran aguas fertilizadas en exceso.

El contenido de metales pesados obtenidos (Cd, Cr, Ni, Hg, Pb, Zn) no representa un problema, ya que al agua se le da un uso para fines agrícolas y se encuentra dentro de los límites establecidos por las normas oficiales mexicanas, el sistema de tratamiento propuesto para la depuración de estas aguas a considerado al sistema de lagunas de oxidación como el más adecuado ya que ofrece un sistema económico y eficiente para la depuración de las aguas residuales estudiadas en este trabajo

Mientras exista un diseño apropiado de lagunas de oxidación, junto con adecuados niveles de operación y mantenimiento, los efluentes tratados por las mismas, tendrán calidades fisicoquímicas y bacteriológicas que los convertirán según la norma oficial mexicana en aptos para su rehusó sin ocasionar riesgos para la salud; buscando que por medio de este y otros trabajos de este tipo se invite a la comunidad a darse cuenta de las necesidades de hacer un uso racional del agua, así como el reciclamiento de las aguas residuales.

## **BIBLIOGRAFÍA**

Aguilera, Contreras Mauricio. "Relaciones, Agua, Suelo, Planta, Atmósfera". Universidad Autónoma Chapingo. Tercera edición. Impreso en México 1990.

Albert, Lilia A. "Curso Básico de Toxicología Ambiental". Quinta Reimpresión de la Segunda Edición, Editorial Limusa, S.A. de C.V. Impreso en México 1999.

Barcelo, José R. "Diccionario Terminológico de Química". Ed. Alhambra, S.A., Reimpresión 1979. Impreso en España.

Candelaría, Serafín Paulino. "Tula... Su Historia". Lito Impresos Bernal, S.A. en Pachuca de Soto, Hgo. 6 de Enero de 2003.

Crites, Ron y Tchobanoglous, George. "Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones". Mc Graw Hill Interamericana, S.A. Impreso en Colombia, Febrero de 2001.

Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. "Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales". Ediciones Díaz de Santos, S.A. 1992. 17a Ed., Madrid España.

Fuentes Corante, Fabiola y Ramírez Cruz, Verania 2004 "Análisis Físicoquímicos del Lago de Guadalupe". México, 157p. (Ingeniería Química), UNAM, Facultad de Estudios Superiores de Cuautitlán Izcalli.

Orozco, Fernando D. "Análisis Químico Cuantitativo". Editorial Porrúa, S.A. Impreso en México 1956.

Rigola, Lapeña Miguel. "Tratamiento de Aguas Industriales. Aguas de Proceso y Residuales". Editorial Alfaomega, Impreso en Colombia 1999.

Seoanez, Calvo Mariano. "Aguas Residuales Urbanas. Tratamientos Naturales de Bajo Costo y Aprovechamiento". Ediciones Mundi – Prensa. 2ª Edición 1999. Impreso en España.

Sotelo, Santos Laura Elena. "Tula (Más Allá de la Zona Arqueológica)". Amalgama, Arte Editorial. Impreso en México, D.F. 2003.

Swyer, Clair N. "Chemistry for Environmental Engineering". Third Edition, Mc Graw – Hill Book Company, Printed in the United States of America 1978.

Teh Fu Yen. "Environmental Chemistry: Chemical Principles for Environmental Processes. Volume 4B". Prentice Hall PTR, Upper Saddle River, New Jersey, 1999.

Winkler, Michael A. "Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho". Editorial Limusa, S.A. de C.V. Impreso en México sexta reimpresión 1999.

NOM – 001 – ECOL – 1996.

<http://es.wikipedia.org/wiki/R%C3%ADo>

<http://www.canarina.com/proyectosambientales.htm>

<http://www.netsalud.sa.cr/aya/club/chapt03.htm>

[http://www.uson.mx/medios\\_informativos/derecologico/toxicos/anegras.shtml](http://www.uson.mx/medios_informativos/derecologico/toxicos/anegras.shtml)

<http://www.colsan.edu.mx/investigacion/aguaysociedad/archivos/aguasresiduales.pdf>

[http://www.aguamarket.com/temas\\_interes/026.asp](http://www.aguamarket.com/temas_interes/026.asp)

<http://www.cinvestav.mx/publicaciones/avayper/sepoct02/DIOSELINA.PDF>

<http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaar/e/proyecto/aguaesi/antece.html>

<http://www.es.irc.nl/page/26728>

[http://72.14.203.104/search?q=cache:MRpnY4NSXkwJ:tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo\\_19.pdf+proceso+por+biodiscos+para+tratamiento+de+aguas+residuales&gl=mx&ct=clnk&cd=11&lr=lang\\_es](http://72.14.203.104/search?q=cache:MRpnY4NSXkwJ:tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo_19.pdf+proceso+por+biodiscos+para+tratamiento+de+aguas+residuales&gl=mx&ct=clnk&cd=11&lr=lang_es)

<http://www.tierramor.org/Articulos/tratagua.htm>

<http://www.puc.cl/quimica/agua/tratamiento.htm>

[http://www.ambientum.com/revista/2002\\_05/BIODISCO1.asp](http://www.ambientum.com/revista/2002_05/BIODISCO1.asp)

<http://www.aguamarket.com/productos/productos.asp?producto=1160&Depuraci%C3%B3n%20de%20las%20Aguas%20Residuales>

<http://www.aguamarket.com/diccionario/terminos.asp?Id=1283>

<http://www.monografias.com/trabajos15/tratamiento-destilera/tratamiento-destileria.shtml>

[http://72.14.203.104/search?q=cache:5W2p44iF5iAJ:www.mtas.es/insht/EncOIT/pdf/tomo3/101.pdf+desventajas+de+biodiscos+para+tratamiento+de+aguas+residuales&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=19&lr=lang\\_es](http://72.14.203.104/search?q=cache:5W2p44iF5iAJ:www.mtas.es/insht/EncOIT/pdf/tomo3/101.pdf+desventajas+de+biodiscos+para+tratamiento+de+aguas+residuales&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=19&lr=lang_es)

[http://72.14.203.104/search?q=cache:djqs0moMd1kJ:www.mgpa.uchile.cl/documentos/ara ngoj.pdf+desventajas+de+biodiscos&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=8&lr=lang\\_es](http://72.14.203.104/search?q=cache:djqs0moMd1kJ:www.mgpa.uchile.cl/documentos/ara ngoj.pdf+desventajas+de+biodiscos&hl=es&gl=mx&ct=clnk&cd=8&lr=lang_es)

Ing. Hugo Vega Pérez. Director de CAPYAT del municipio de Tula de Allende, Hgo.

## **APÉNDICE**

### ***Apéndice 1***

#### **Procedimiento de la Determinación de pH**

1. Calibrar el pHmetro con el electrodo de pH, con un buffer de pH 4.
2. Después, enjuagar el electrodo con agua destilada, secarlo perfectamente y sumergirlo en el segundo buffer pH 7.
3. Una vez calibrado el aparato, enjuagar y secar el electrodo.
4. Colocar en un vaso de precipitado de 250 ml una cantidad suficiente de la muestra y sumergir en la muestra el electrodo para iniciar la medición.
5. Esperar unos segundos para que el valor se estabilice.
6. El pHmetro indica en la pantalla el pH que tiene la solución.

#### **Equipo y Material**

pHmetro con electrodo

Soluciones buffer de diferentes pH

1 Píseta con agua destilada

Vasos de precipitado de 250 ml

#### **Cálculo**

El pHmetro indica en la pantalla el pH que tiene la solución.

## **Apéndice 2**

### **Procedimiento de la Determinación de Temperatura**

1. El valor de la temperatura se proporciona en °C al determinar la conductividad en el multifuncional.
2. La calibración de temperatura se da al hacerlo para la conductividad.

### **Equipo y Material**

- |                             |                                |
|-----------------------------|--------------------------------|
| 1 Multifuncional            | Vasos de precipitado de 250 ml |
| 1 Piseta con agua destilada |                                |

### **Apéndice 3**

#### **Procedimiento de la Determinación de Conductividad**

1. Calibrar para conductividad con el electrodo correspondiente y la solución 1432 que incluye el aparato.
2. Se sumerge dicho electrodo en la solución.
3. Después se presiona la tecla CAL.
4. Al estabilizarse el multifuncional significa que ya está calibrado.
5. Se enjuaga con agua destilada y se seca el electrodo.
6. Se sumerge en la muestra.
7. Esperar un poco para que el equipo se estabilice y de la medición de conductividad en  $\mu\text{s}/\text{cm}$ .

#### **Equipo y Material**

- |                             |                                |
|-----------------------------|--------------------------------|
| 1 Multifuncional            | Vasos de precipitado de 250 ml |
| 1 Piseta con agua destilada |                                |

#### **Cálculo**

El multifuncional indica en la pantalla la conductividad que tiene la muestra a analizar aunado a que al mismo tiempo se proporciona la temperatura.

## **Apéndice 4**

### **Procedimiento de la Determinación del Color Verdadero**

1. Se elimina por centrifugado el exceso de materiales en suspensión.
2. Límpiense meticulosamente las celdas de absorción de 1 cm con detergente y enjuáguese con agua destilada.
3. Se llenan las celdas con la muestra centrifugada.
4. En el espectrofotómetro se determinan los valores de transmitancia (en %) para cada cifra de longitud de onda visible presentada en la tabla 4.1., utilizando las 10 ordenadas marcadas con asterisco para obtener una aproximación ordenándolas de menor a mayor y las 30 restantes para mayor exactitud. Siempre calibrando en cada longitud de onda con el blanco que en este caso es agua destilada.

**Tabla 4.1.** Ordinales Seleccionados para Determinaciones Espectrofotométricas de Color.

Ordinal Núm.	<i>X</i>	<i>Y</i>	<i>Z</i>
	Longitud de onda <i>nm</i>		
1	424,4	465,9	414,1
2*	435,5*	489,5*	422,2*
3	443,9	500,4	426,3
4	452,1	508,7	429,4
5*	461,2*	515,2*	432,0*
6	474,0	520,6	434,3
7	531,2	525,4	436,5
8*	544,3*	529,8*	438,6*
9	552,4	533,9	440,6
10	558,7	537,7	442,5
11*	564,1*	541,4*	444,4*
12	568,9	544,9	446,3
13	573,2	548,4	448,2
14*	577,4*	551,8*	450,1*
15	581,3	555,1	452,1
16	585,0	585,5	454,0
17*	588,7*	561,9*	455,9*
18	592,4	565,3	457,9
19	596,0	568,9	459,9
20*	599,6*	572,5*	462,0*
21	603,3	576,4	464,1
22	607,0	580,4	466,3
23*	610,9*	584,8*	468,7*
24	615,0	589,6	471,4
25	619,4	594,8	474,3
26*	624,2*	600,8*	477,7*
27	629,8	607,7	481,8
28	636,6	616,1	487,2
29*	645,9*	627,3*	495,2*
30	663,0	647,4	511,2
Factores cuando se usan 30 ordinales			
	0,032 69	0,033 33	0,039 38
Factores cuando se usan 10 ordinales			
	0,098 06	0,100 00	0,118 14

## Equipo y Material

Tubos para centrifuga de 10 ml

1 Centrífuga

1 Espectrofotómetro

Celdas de 1 cm

1 Piseta con agua destilada

## Cálculo

1. Tabúlense los valores de transmitancia correspondientes a las longitudes de onda mostradas en las columnas *X*, *Y* y *Z* de la tabla 4.1.

2. Totalícese cada columna de transmitancia y multiplíquense los totales por los factores adecuados (para 10 ó 30 números) que figuran en la parte baja de la tabla, para obtener valores triestímulos  $X$ ,  $Y$  y  $Z$ . El valor triestímulo corresponde al porcentaje de luminancia.

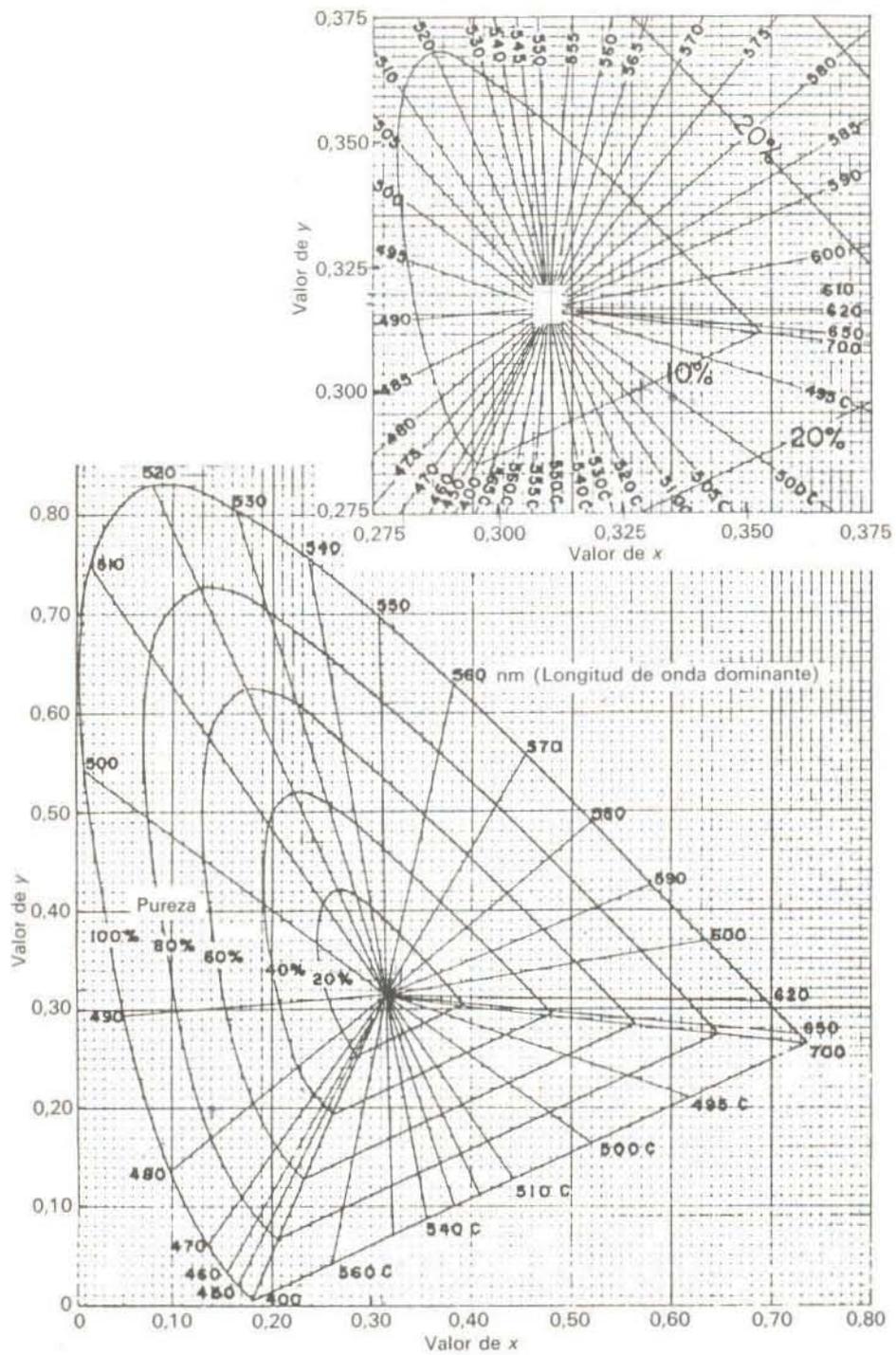
3. Calcúlense los coeficientes tricromáticos  $x$  e  $y$  a partir de los valores triestímulo  $X$ ,  $Y$  y  $Z$ , mediante las siguientes ecuaciones:

$$x = \frac{X}{X + Y + Z}.$$

$$y = \frac{Y}{X + Y + Z}.$$

4. Localícese el punto  $(x, y)$  en uno de los diagramas de cromaticidad de la figura 4.1. y determínese la longitud de onda predominante (en nanómetros) y la pureza (en porcentaje) directamente a partir del diagrama.

**Figura 4.1.** Diagramas de cromaticidad



5. Determínese la tonalidad a partir del valor de longitud de onda dominante, de acuerdo con los márgenes de la tabla 4.2.

**Tabla 4.2.** Matices de color para márgenes de longitud dominante<sup>66</sup>

<b>Margen de longitud de onda nm</b>	<b>Matiz</b>
400 – 465	Violeta
465 – 482	Azul
482 – 497	Azul – verde
497 – 530	Verde
530 – 575	Amarillo verdoso
575 – 580	Amarillo
580 – 587	Naranja amarillento
587 – 598	Naranja
598 – 620	Naranja – rojo
620 – 700	Rojo

---

<sup>66</sup> Et. A1. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 2-6 – 2-8.

## Apéndice 5

### Procedimiento de la Determinación de Alcalinidad

1. Tomar una muestra de 25 ml.
2. Agregar 25 ml de agua destilada.
3. Añadir 3 gotas de fenolftaleína (si no muestra vire continuar con la titulación).
4. Añadir 3 gotas de naranja de metilo como indicador.
5. Titular con una solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.0253 N.

### Equipo y Material

1 Bureta de 50 ml	1 Perilla
1 Soporte universal completo	2 Pipetas volumétricas de 25 ml
Matraces erlenmeyer de 250 ml	1 Agitador magnético
1 Piseta con agua destilada	1 Barra magnética

### Cálculo

$$\text{Alcalinidad CaCO}_3 \text{ mg/l} = \frac{\text{ml de H}_2\text{SO}_4 \text{ utilizados} \times \text{Normalidad} \times 50000}{\text{ml de la muestra}}$$

### Reactivos para el Método de Titulación para Determinar Alcalinidad

1. Ácido sulfúrico estándar, 0.02 N: Dilúyanse 200 ml de ácido estándar 0.1000 N hasta 1000 ml de agua destilada o desionizada. Estandarícese mediante titulación potenciométrica de 15 ml de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 0.05 N, 1 ml = 1 mg de CaCO<sub>3</sub>.

2. Solución de carbonato sódico, aproximadamente 0.05 N: Séquense entre 3 y 5 g de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> estándar primario a 250°C durante 4 h y enfríense en desecador. Se pesan 2.5 ± 0.2 g (miligrámicos) y se transfieren a un matraz volumétrico de 1 l, llenando hasta la marca con agua destilada y mezclando el reactivo. No debe conservarse más de una semana.

3. Ácido sulfúrico estándar, 0.1 N: Prepárese la solución ácida de normalidad aproximada a la indicada en preparación de reactivos de mesa. Estandarícese frente a una solución de 40 ml de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  0.05 N en probeta, con unos 60 ml de agua titulando potenciométricamente a un pH aproximado de 5. 1 ml de solución 0.1000 N = 5.0 mg de  $\text{CaCO}_3$ .

4. Solución alcohólica de fenolftaleína: Indicada a pH 8.3<sup>67</sup>. 0.5 g de fenolftaleína en 50 ml de solución alcohólica, es necesario agitar continuamente la solución para evitar que se precipite el indicador y diluir con 50 ml de agua destilada. En todos los casos en que se advierta un residuo insoluble, el reactivo debe ser filtrado<sup>68</sup>.

---

<sup>67</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones. Díaz de Santos, S.A. p 2-40 – 2-41.

<sup>68</sup> Orozco, Fernando D. *Análisis Químico Cuantitativo*. Editorial Porrúa, S.A. p 227.

## **Apéndice 6**

### **Procedimiento de la Determinación de Dureza**

#### Dureza Total

1. Tomar 25 ml de muestra.
2. Agregar 25 ml de agua destilada.
3. Añadir 2 ml de buffer amoniac.
4. Añadir una pizca de indicador de negro de eriocromo.
5. Titular con EDTA 0.0096 M.

#### Dureza de Calcio

1. Tomar 25 ml de muestra.
2. Agregar 25 ml de agua destilada.
3. Añadir 1 ml de buffer NaOH (0.1N).
4. Añadir una pizca de indicador de murexida.
5. Titular con EDTA 0.0096 M.

#### **Equipo y Material**

1 Bureta de 50 ml	1 Perilla
1 Soporte universal completo	2 Pipetas volumétricas de 25 ml
Matraces erlenmeyer de 250 ml	1 Agitador magnético
1 Piseta con agua destilada	1 Barra magnética

#### **Cálculo**

#### Dureza Total

$$\text{Dureza Total mg/l} = \text{ml gastados de EDTA} \times \text{M} \times (1000/\text{ml muestra})$$

### Dureza de Calcio

ml gastados de EDTA x  $\frac{\text{mol de EDTA}}{l} = \text{mmol Ca}$

$$\text{Dureza de Ca} = \text{mmol Ca} \times \frac{\text{PM Ca}}{1 \text{ mmol Ca}} = \frac{\text{mg Ca}}{\text{ml muestra}} = \frac{\text{mg Ca}}{\text{ml}} \times \frac{1000 \text{ ml}}{l}$$

### Dureza de Magnesio

$$\text{Dureza de Mg} = \text{Dureza Total} - \text{Dureza de Ca}$$

### **Reactivos para el Método de Titulación para Determinar Dureza**

1. Solución tampón: (1) Disuélvase 16.9 g de cloruro amónico (NH<sub>4</sub>Cl) en 143 ml de hidróxido de amonio (NH<sub>4</sub>OH) concentrado. Añádase 1.25 g de sal de magnesio de EDTA y dilúyase hasta 250 ml de agua destilada.

(2) Si no se dispone de sal magnésica de EDTA, disuélvase 1.179 g de sal disódica de ácido etilendiaminotetraacético dihidrato (grado de reactivo analítico) 780 mg de sulfato magnésico (MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O) o 644 mg de cloruro magnésico (MgCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O) en 50 ml de agua destilada. Para alcanzar la máxima exactitud, ajústese a equivalente exacto por medio de la adición de una pequeña cantidad de EDTA, MgSO<sub>4</sub> o MgCl<sub>2</sub>.

Consérvense las soluciones (1) y (2) en un recipiente plástico o de vidrio borosilicato, durante un período no superior a un mes. Tapónese herméticamente para evitar pérdidas de amoníaco (NH<sub>3</sub>) o captura de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

Manipúlese la solución tampón mediante una pipeta de bulbo. Se prescindirá del tampón cuando, al añadirse 1 o 2 ml a la muestra, éstos no puedan producir un pH de 10 ± 0.1 en el punto final de la titulación.

2. Negro de Eriocromo T: El indicador puede utilizarse en forma de polvo seco siempre que se tenga cuidado en evitar su exceso

3. Murexida: También se encuentra en polvo seco

4. Titulante EDTA estándar, 0.01 M: Se pesan 3.723 g de etilendiaminotetracetato disódico trihidrato, grado de reactivo analítico, también llamado (etilenodinitrilo) sal disódica del

ácido tetraacético (EDTA); a continuación se disuelve en agua destilada hasta 1000 ml. Estandarícese frente a solución de calcio estándar.

El titulante extrae cationes productores de dureza de los recipientes de vidrio blando, por lo que debe conservarse en frascos de polietileno (preferible) o vidrio borosilicato. El deterioro gradual se compensa mediante la reestandarización periódica y la utilización de un factor de corrección adecuado.

5. Solución de calcio estándar: Se pesan, 1 g de polvo de  $\text{CaCO}_3$  anhidro (estándar principal o reactivo especial, bajo en metales pesados, álcalis y magnesio) en un erlenmeyer de 500 ml. Colóquese en un embudo en el cuello del matraz y añádase, poco a poco, 1 + 1 HCl hasta la disolución total del  $\text{CaCO}_3$ . Añádanse 200 ml de agua destilada y hágase hervir durante unos minutos para expeler el  $\text{CO}_2$ . Enfríese, añádanse unas gotas de indicador rojo de metilo y ajústese al color naranja intermedio por adición de  $\text{NH}_4\text{OH}$  3 N o 1 + 1 HCl, según se requiera. Transvátese cuantitativamente y dilúyase hasta 1000 ml con agua destilada; 1 ml = 1 mg de  $\text{CaCO}_3$ .

6. Hidróxido de Sodio, NaOH: 0.1 N Disuélvanse 4 g de NaOH en agua destilada y dilúyase a 1 l.<sup>69</sup>.

---

<sup>69</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 2-60 – 2-61.

## Apéndice 7

### Procedimiento de la Determinación de Oxígeno Disuelto

1. La muestra se vacía lentamente a los frascos Winkler, poco más de lo que marca el frasco, se tapa.
2. Se añaden 2 ml de solución de  $MnSO_4$  se tapa, se tira el exceso y se agita por unos segundos.
3. Después 2 ml de reactivo álcali – yoduro – azida se tapa, se tira el exceso y se agita por unos segundos, dejando reposar la muestra por unos minutos.
4. Posteriormente se agregan 2 ml más de  $H_2SO_4$  concentrado se tapa, se tira el exceso y se agita por unos segundos.
5. Se toman 100 ml de la muestra para que queden 200 ml en el frasco.
6. Se añaden unas gotas de solución de almidón como indicador.
7. Titular con  $Na_2S_2O_3$  a 0.025 M
8. Se observa el vire cuando la muestra queda transparente; pasando por color paja pálido, café, azul y transparente.

### Equipo y Material

1 Bureta de 50 ml	1 Gotero
1 Soporte universal completo	1 Agitador magnético
1 Piseta con agua destilada	1 Barra magnética
Frascos Winkler de 300 ml con tapón	1 Perilla
3 Pipetas de 2 ml	1 Vaso de precipitado de 50 ml
1 Pipeta de 100 ml	

### Cálculo

$$1 \text{ ml de Oxígeno Disuelto} = 1 \text{ ml de } Na_2S_2O_3$$

## Reactivos para el Método de Azida para Determinar Oxígeno Disuelto

1. Solución de sulfato manganeso: Disuélvase 480 g de  $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , 400 g de  $\text{MnSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  o 364 g de  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  en agua destilada, filtre y dilúyase a 1 l. La solución  $\text{MnSO}_4$  no debe dar color con almidón cuando se añade a una solución acidificada de yoduro potásico (KI).

2. Reactivo de álcali – yoduro – azida: Para muestras saturadas o menos que saturadas: Disuélvase 500 g NaOH (o 700 g KOH) y 135 g NaI (o 150 g KI) en agua destilada y dilúyase a 1 l. Añádanse 10 g  $\text{NaN}_3$  disueltos en 40 ml de agua destilada. Las sales de potasio y sodio pueden intercambiarse. Este reactivo no debe dar color con la solución de almidón cuando se diluya y acidifique. Para muestras sobresaturadas: Disuélvase 10 g  $\text{NaN}_3$  en 500 ml de agua destilada. Añádanse 480 g de hidróxido de sodio (NaOH) y 750 g de yoduro de sodio (NaI), agítese hasta disolución. Se producirá una turbidez blanca debida al carbonato de sodio ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), pero que no es perjudicial. No acidificar esta solución porque se pueden producir humos de ácido hidrazoico.

3. Ácido sulfúrico,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado: 1 ml es equivalente a unos 3 ml de reactivo álcali – yoduro – azida.

4. Almidón: Utilícese una solución acuosa o mezclas solubles de polvo de almidón. Para preparar una solución acuosa, disuélvase 2 g de almidón soluble calidad laboratorio y 0.2 g de ácido salicílico, como conservador, en 100 ml de agua destilada caliente.

5. Titulante de tiosulfato sódico patrón: Disuélvase 6.205 g  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  en agua destilada. Añadir 1.5 ml de NaOH o 0.4 g de NaOH sólido y dilúyase a 1000 ml<sup>70</sup>.

---

<sup>70</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. 4-172 – 4-173.

## Apéndice 8

### Procedimiento de la Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno

1. Colóquese el volumen deseado de agua destilada en un garrafón de 20 l y añádase 1 ml por cada litro de agua; de las soluciones de tampón fosfato, de  $MgSO_4$ , de  $CaCl_2$ , y de  $FeCl_3/l$ .
2. Airear el contenido del garrafón con el difusor por espacio de 2 horas; aireando con aire filtrado libre de materia orgánica.
3. Tomar una muestra del agua de dilución aireada y determinar el oxígeno disuelto el cual debe ser mayor al contenido de oxígeno disuelto de las muestras.
4. Para cada muestra se siembran 3 frascos Winkler con diferentes porcentajes de muestra; de acuerdo con la cantidad de microorganismos que se espera tener.
5. A los frascos tapados se les deja un sello de agua.
6. Guardar los frascos Winkler por 5 días en la incubadora a 20°C.
7. Después de 5 días, se determina el oxígeno disuelto para cada frasco.

### Equipo y Material

1 Garrafón de 20 l	1 Soporte universal completo
1 Incubadora	1 Piseta con agua destilada
1 Difusor de aire	Frascos Winkler de 300 ml con tapón
Agua destilada	3 Pipetas de 2 ml
4 Pipetas graduadas de 10 ml	1 Pipeta de 100 ml
Nutrientes para el agua de dilución	1 Gotero
solución tampón de fosfato, solución de sulfato de magnesio, solución de cloruro de calcio, solución de cloruro férrico.	1 Agitador magnético
1 Bureta de 50 ml	1 Barra magnética
	1 Perilla
	1 Vaso de precipitado de 50 ml

### Cálculo

$$DBO_5 = \frac{(OD_{blanco5} - OD_{muestra5})}{\% \text{ de dilución}}$$

En general la muestra que presente la reducción más grande de oxígeno es la mejor, porque minimiza los errores originados por el blanco.

### **Reactivos para Determinar la Demanda Bioquímica de Oxígeno**

1. Solución de tampón fosfato: Disuélvanse 8.5 g de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , 21.75 g de  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ , 33.4 g de  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  y 1.7 g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  en unos 500 ml de agua destilada y dilúyase hasta 1 l. El pH de la solución debería ser de 7.2 sin ajustes adicionales. Deséchese el reactivo (o cualquiera de los siguientes reactivos) si hay algún signo de crecimiento biológico en frasco de reserva.

2. Solución de sulfato de magnesio: Disuélvanse 22.5 g de  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  en agua destilada y dilúyase hasta 1 l.

3. Solución de cloruro de calcio: Disuélvanse 27.5 g de  $\text{CaCl}_2$  en agua destilada y dilúyanse hasta 1 l.

4. Solución de cloruro férrico: Disuélvanse 0.25 g de  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  en agua destilada y dilúyase hasta 1 l<sup>71</sup>.

5. NOTA: La determinación de oxígeno disuelto para la determinación bioquímica de oxígeno en cada uno de los frascos debe de realizarse de la misma manera en que se determino oxígeno disuelto.

---

<sup>71</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 5-5 – 5-6.

## **Apéndice 9**

### **Procedimiento de la Determinación de la Demanda Química de Oxígeno**

1. Tomar 2.5 ml de una muestra, ponerlos en un tubo Hash.
2. A todos los tubos con las diferentes muestras se les va a agregar 1.5 ml de solución digestión.
3. Además 3.5 ml de solución catalizadora.
4. Tapar muy fuerte y agitar para evitar derrames por la alta temperatura de 150° C que es la temperatura de reflujo.
5. Para el blanco se toman 2.5 ml de agua destilada y se hace el mismo procedimiento anteriormente mencionado.
6. Se debe trabajar una curva de estándares siempre que se vaya a determinar la DQO por medio del Hash los cuales son los siguientes: 25, 50, 75, 100, 250, 500 y 750 mg/l. A los cuales se les prepara de la misma manera.
7. Todos los tubos Hash se ponen a digerir por 1 hora aproximadamente en el aparato Hash Cod Reactor.
8. Se sacan y se dejan enfriar a temperatura ambiente.
9. Leer en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 600 nm. Calibrando el equipo con el blanco preparado.

### **Equipo y Material**

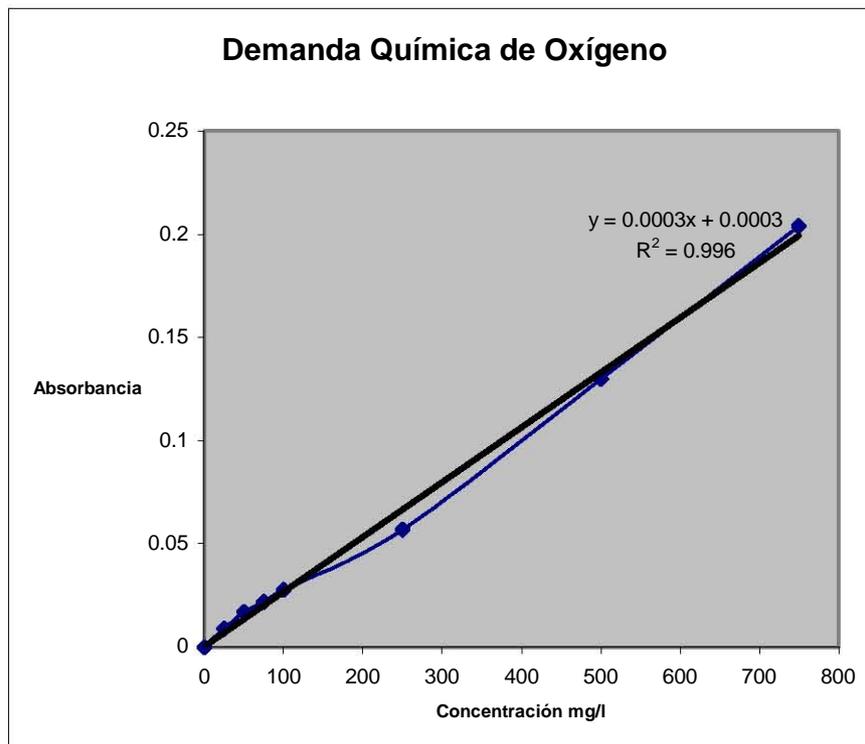
1 Aparato Reactor Hash Cod	3 Pipetas graduadas de 1 ml
1 Espectrofotómetro	2 Pipetas graduadas de 2 ml
Celdas para espectrofotómetro	1 Piseta con agua destilada
Tubos Hash de vidrio con tapón de rosca	1 Gradilla
1 Perilla	

## Cálculo

La concentración de la DQO se determina con la curva de calibración.

Concentración en mg/l	Absorbancia
0	0
25	0.009
50	0.017
75	0.022
100	0.028
250	0.057
500	0.130
750	0.204

Curva de Calibración Experimental de DQO.



## Reactivos para Determinar la Demanda Química de Oxígeno

1. Solución de digestión: Añadir 10.216 g de  $K_2Cr_2O_7$  a 167 ml de  $H_2SO_4$  concentrado y 33.3 g de  $HgSO_4$  con 500 ml de agua destilada y diluir la solución a 1 l.
2. Solución catalizadora: Se prepara disolviendo 22 g de  $AgSO_4$  con  $H_2SO_4$  concentrado aforando a 1 l.
3. Solución madre: Se prepara con 8.5 g de Ftalato Ácido de Potasio previamente puesto a sequedad durante 84 horas y diluyendo en agua a 1 l. La solución madre tiene la cantidad equivalente a 10 g/l de Ftalato Ácido de Potasio.

## Apéndice 10

### Procedimiento de la Determinación de Sólidos Totales

1. Pesarse una cápsula de porcelana previamente puesta a peso constante = ( $W_1$ ).
2. Comenzar a calentar el baño María junto con la cápsula a la cual se le agregaron 25 ml de la muestra.
3. Después de terminar de evaporar la cápsula se coloca en la estufa a 105°C por 30 minutos.
4. Continúese colocando la cápsula en el desecador por 30 minutos.
5. Pesarse nuevamente la cápsula = ( $W_2$ ).
6. A continuación la cápsula se lleva a un horno de mufla a 600°C por 5 minutos, y esperar que la temperatura baje por lo menos 300°C para poder abrir el horno.
7. Sacar la cápsula del horno de mufla y llevarlo de nuevo a la estufa a 105°C por 30 minutos.
8. Al terminar se coloca la cápsula en el desecador por 30 minutos.
9. Nuevamente se pesa la cápsula = ( $W_3$ ).

### Equipo y Material para Sólidos Totales

2 Pipetas Volumétricas de 25 ml	Baño María
1 Perilla	1 Estufa
Cápsulas de porcelana	1 Mufla
Tripies	1 Balanza
Mecheros Bunsen	1 Desecador
Mangueras	

### Cálculo

#### Sólidos Totales (ST)

$$ST = \frac{(W_2 - W_1) \times 1000}{25 \text{ ml}}$$

### **Sólidos Fijos Totales (SFT)**

$$\text{SFT} = \frac{(W_3 - W_1) \times 1000}{25 \text{ ml}}$$

### **Sólidos Totales Volátiles (STV)**

$$\text{STV} = \text{ST} - \text{SFT}$$

### **Procedimiento de la Determinación de Sólidos Suspendidos Totales**

1. Al gooch previamente puesto a peso constante; con cuidado y sin tocarlo se coloca en el fondo un papel filtro.
2. Pesar al gooch = (S<sub>1</sub>).
3. Al gooch se coloca encima del matraz Kitazato el cual está conectado a una bomba generadora de vacío.
4. Agregar 25 ml de la muestra para que sea filtrada y se deja unos segundos más para que se termine de filtrar.
5. Se coloca al gooch en la estufa a 105°C por 30 minutos.
4. Continúese colocando al gooch en el desecador por 30 minutos.
5. Pesar nuevamente al gooch = (S<sub>2</sub>).
6. A continuación al gooch se le lleva a un horno de mufla a 600°C por 5 minutos, y esperar que la temperatura baje por lo menos 300°C para poder abrir el horno.
7. Sacar al gooch del horno de mufla y llevarlo de nuevo a la estufa a 105°C por 30 minutos.
8. Al terminar se coloca al gooch en el desecador por 30 minutos.
9. Nuevamente se pesa al gooch = (S<sub>3</sub>).

### **Equipo y Material para Sólidos Suspendidos Totales**

2 Pipetas volumétricas de 25 ml	2 Mangueras
1 Perilla	1 Bomba generadora de vacío
Crisoles gooch de porcelana	1 Estufa
Filtros de fibra de vidrio	1 Mufla
1 Agitador de vidrio	1 Balanza
1 Matraz Kitazato	1 Desecador

## Cálculo

### Sólidos Suspendidos Totales (SST)

$$\text{SST} = \frac{(S_2 - S_1) \times 1000}{25 \text{ ml}}$$

### Sólidos Suspendidos Fijos (SSF)

$$\text{SSF} = \frac{(S_3 - S_1) \times 1000}{25 \text{ ml}}$$

### Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)

$$\text{SSV} = \text{SST} - \text{SSF}$$

### Sólidos Totales Disueltos (SDT)

$$\text{SDT} = \text{ST} - \text{SST}$$

### Sólidos Disueltos Volátiles (SDV)

$$\text{SDV} = \text{SVT} - \text{SSV}$$

### Sólidos Disueltos Fijos (SDF)

$$\text{SDF} = \text{SDT} - \text{SDV}$$

**NOTA:** La determinación de sólidos totales, sólidos suspendidos totales en muestras de agua por desecación es un método , muy utilizado junto con sólidos disueltos totales, algunas de sus aplicaciones son: determinación de sólidos y sus fracciones fijas y volátiles en muestras sólidas y semisólidas como sedimentos de río o lagos, lodos aislados en procesos de tratamiento de aguas limpias, residuales y aglomeraciones de lodo en filtrado al vacío, de centrifugación u otros procesos de deshidratación de lodos.

La determinación de estos sólidos esta sujeta a error negativo debido a la pérdida de carbonato amónico y materia orgánica volátil durante la desecación.

Otro error posible es que después de realizar la desecación no se tenga la precaución de guardar la muestra en un desecador y pesarla rápidamente, ya que muchos de los residuos sólidos del agua son muy higroscópicos y absorben rápidamente humedad del aire.

## Procedimiento de la Determinación de Sólidos Sedimentables

### *Volumétrico*

1. Llénese un cono de Imhoff hasta la marca de 1 l con una muestra bien mezclada.
2. Déjese sedimentar durante 45 minutos, removiendo a continuación suavemente las paredes del cono con una varilla o mediante rotación; manténgase en reposo 15 minutos más y regístrese el volumen de sólidos sedimentables del cono como mililitro por litro.
3. Si la materia sedimentada contiene bolsas de líquido entre partículas gruesas, evalúese el volumen de aquellas y réstese del volumen de sólidos sedimentados.
4. El límite inferior práctico de la medición depende de la composición de la muestra y en general es del orden de 0.1 a 1 ml/l.
5. En caso de producirse una separación de materiales sedimentables y flotables, no deben valorarse estos últimos como material sedimentable.

## Equipo y Material para Sólidos Sedimentables

Conos Imhoff de 1 l

1 Varilla de vidrio grande

## Cálculo

El cono Imhoff tiene una escala y es la que se toma como resultado en ml/l<sup>72</sup>.

---

<sup>72</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 2-80 – 2-84, 2-86.

## Apéndice 11

### Procedimiento de la Determinación de Cloruros

1. Tomar una muestra de 100ml o una porción adecuada diluida a 100 ml.
2. Agregar 5 gotas de  $K_2CrO_4$ .
3. Titular con  $AgNO_3$  (0.0141 N) patrón hasta un punto final de color café canela o ligeramente rojizo.
4. Se realiza el mismo procedimiento para el blanco que en este caso es agua destilada.

### Equipo y Material

1 Soporte universal completo	1 Pipeta volumétrica de 100 ml
1 Bureta de 50 ml	1 Gotero
Matraces erlenmeyer de 250 ml	1 Agitador magnético
1 Perilla de seguridad	1 Barra magnética
1 Piseta con agua destilada	1 Espátula

### Cálculo

$$Cl^{-}mg/l = \frac{(ml \text{ gastados muestra } AgNO_3 - ml \text{ gastados blanco } AgNO_3) * N \text{ } AgNO_3 * 35.45 * 1000}{ml \text{ muestra}}$$

### Reactivos para el Método Argentométrico para Determinar Cloruro

1. Solución indicadora de cromato potásico: Disuélvase 5 g de  $K_2CrO_4$  en un poco de agua destilada. Añádase solución de  $AgNO_3$  hasta que se forme un claro precipitado rojo. Déjese reposar 6 horas, fíltrese y dilúyase a 100 ml con agua destilada.
2. Titulante de nitrato de plata patrón, 0.0141 M (0.0141 N): Disuélvase 2.395 g de  $AgNO_3$  en agua destilada y dilúyanse a 1000 ml<sup>73</sup>.

---

<sup>73</sup> Et. Al APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-77.

## **Apéndice 12**

### **Procedimiento de la Determinación de Sílice**

1. Añádase a 50 ml de muestra, en sucesión rápida: 1 ml de HCl 1 + 1.
2. Agregar 2 ml de reactivo de molibdato amónico.
3. Mézclese invirtiendo seis veces, por lo menos.
4. Déjese reposar durante 5 a 10 minutos.
5. Añádanse 2 ml de solución de ácido oxálico y mézclese completamente.
6. Léase el color al cabo de 2 minutos, pero antes de 15, desde la adición del ácido oxálico; a una absorbancia de 410 nm.
7. Para el blanco se toman 50 ml de agua destilada y se hace el mismo procedimiento anteriormente mencionado.

Nota: Dado que el color amarillo sigue la ley de Beer, médase fotométrica o visualmente.

### **Equipo y Material**

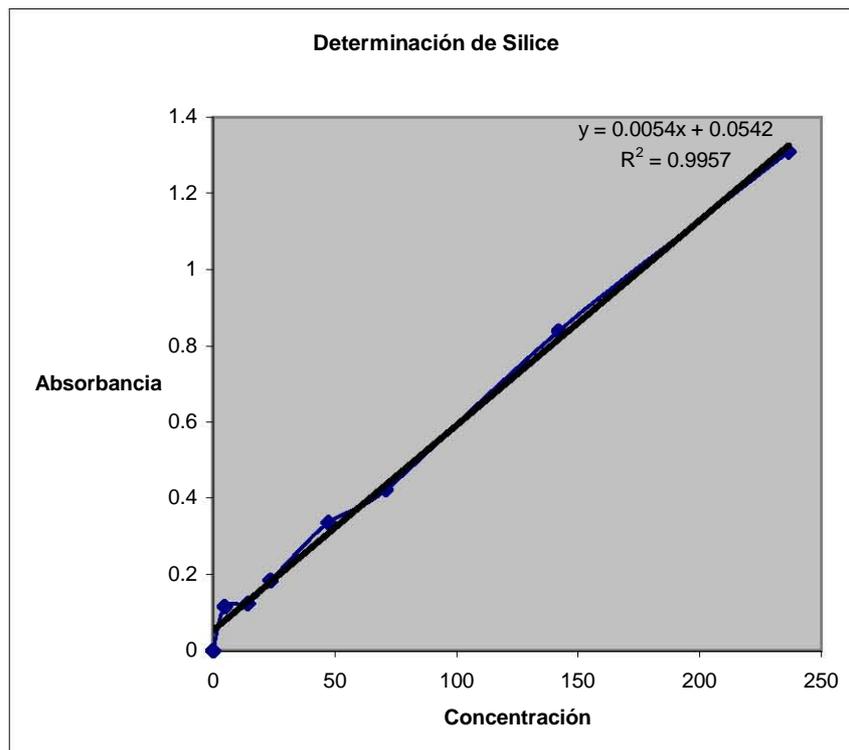
1 Perilla	Celdas para espectrofotómetro
1 Piseta con agua destilada	1 Espectrofotómetro
4 Pipetas graduadas de 10 ml	Vasos de precipitado de 150 ml
2 Pipetas volumétricas de 50 ml	

## Cálculo

La concentración de sílice se determina con la curva de calibración.

Concentración en mg/l	Absorbancia
0	0
4.73	0.115
14.19	0.124
23.65	0.185
47.3	0.337
70.95	0.422
141.9	0.839
236.5	1.31

Curva de Calibración Experimental de Sílice.



## Reactivos para Determinar Sílice

1. Solución madre de sílice: Disuélvase 4.73 g de metasilicato de sodio nonahidratado,  $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$  en agua destilada y dilúyase a 1000 ml.
2. Ácido clorhídrico: HCl 1 + 1
3. Reactivo de molibdato amónico: Disuélvase 10 g de  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  en agua destilada, con agitación y calentando suavemente, y dilúyase a 100 ml. Fíltrese si fuera necesario. Ajustese el pH a 7 – 8 con  $\text{NH}_4\text{OH}$  o  $\text{NaOH}$  exentos de sílice, y consérvese en un frasco de polietileno para estabilizarlo. (Si no se ha ajustado el pH aparecerá gradualmente un precipitado. Si la solución se conserva en vidrio puede lixivarse sílice y los blancos serán elevados).
4. Solución de ácido oxálico: Disuélvase 7.5 g de  $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  en agua destilada y dilúyase a 100 ml.
5. Se prepararan los estándares necesarios de la solución madre y se elaboraron las diluciones para preparar los estándares con 5, 14,24, 47, 71, 142 y 237 mg de sílice/l.
6. Para leerse a una absorbancia de 410 nm<sup>74</sup>.

---

<sup>74</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-209.

## Apéndice 13

### Procedimiento de la Determinación de Grasas y Aceites

1. Pesar un vaso de precipitado previamente puesto a peso constante = ( $G_1$ ).
2. Recójase una muestra de 250 ml y colocarla en un embudo de separación de 1000 ml.
3. Acidifíquese hasta pH 2 o inferior utilizando HCl concentrado, agitar la muestra.
4. Agregar 25 ml de cloroformo ( $\text{CHCl}_3$ ).
5. Agítase el embudo de separación ligeramente durante 30 segundos (para evitar que emulsione), teniendo cuidado de desfogar continuamente y déjese que se separen las fases orgánica y acuosa.
6. Antes de drenar la capa de  $\text{CHCl}_3$  (fase orgánica), muévase suavemente y déjese reposar.
7. Sepárese la capa de  $\text{CHCl}_3$ , colectarla en el vaso de precipitado previamente puesto a peso constante y pesado.
8. Repítase la extracción dos veces más, utilizando 25 ml de  $\text{CHCl}_3$  cada vez.
9. Combinar todos los extractos de  $\text{CHCl}_3$  en el mismo vaso de precipitados.
10. Evaporar hasta sequedad total con una parrilla en la campana a temperatura baja, para evitar que se volatilicen los aceites.
11. Colocar el vaso de precipitado a  $70^\circ\text{C}$  en la estufa por 30 minutos.
12. Después pasarlo al desecador por 30 minutos.
13. Pesar el vaso de precipitado ( $G_2$ ).

### Equipo y Material

Embudos de separación de 1000 ml	2 Pipetas volumétricas de 25 ml
Vasos de precipitado de 250 ml	Papel filtro
Triples	1 Parrilla de calentamiento
1 Perilla	1 Balanza
1 Pipeta graduada de 10 ml	1 Descador
1 Pipeta volumétrica de 100 ml	1 Estufa

## Cálculo

$$\text{mg de aceite y grasa/l} = \frac{(G_2 - G_1) \times 1000}{250 \text{ ml}}$$

## Reactivos para Determinar Grasas y Aceites

1. Cloroformo,  $\text{CHCl}_3$ : Precaución: El cloroformo es tóxico y un probable carcinógeno. Adóptense las precauciones apropiadas contra la inhalación y la exposición a la piel<sup>75</sup>.

---

<sup>75</sup> Barcelo, José R. *Diccionario Terminológico de Química*. Ed. Alhambra, S.A. p 208.

## **Apéndice 14**

### **Procedimiento de la Determinación de Fosfatos**

Tratamiento previo de la muestra.

1. Filtrar la muestra.
2. Tomar 100 ml de la muestra.
3. Añadir gotas de indicador de fenolftaleína al 10%.
4. Si la muestra vira al rosa, añádase solución de ácido fuerte gota a gota para decolorarla. Si se precisan más d 0.25 ml (5 gotas), tómese una muestra menor y dilúyase a 100 ml con agua destilada tras la primera decoloración con ácido.
5. Hervir suavemente durante un mínimo de 90 minutos, hasta que el volumen se encuentre entre 25 y 50 ml.
6. Enfríese y neutralícese hasta color rosa débil con solución diluida de NaOH cualquier concentración.
7. Aforar a 100 ml.
8. Para el blanco se realiza el mismo procedimiento

Desarrollo de color.

1. Los 100 ml recientemente aforados comenzando por el blanco.
2. Se añaden 4 ml de reactivo de molibdato de amonio.
3. Enseguida agregar 10 gotas de reactivo cloruro estagnoso.
4. Esperar de 10 a 12 minutos para el desarrollo de color.
5. Al terminar el tiempo anterior leer inmediatamente a la absorbancia a 690 nm en el espectrofotómetro.

### **Equipo y Material**

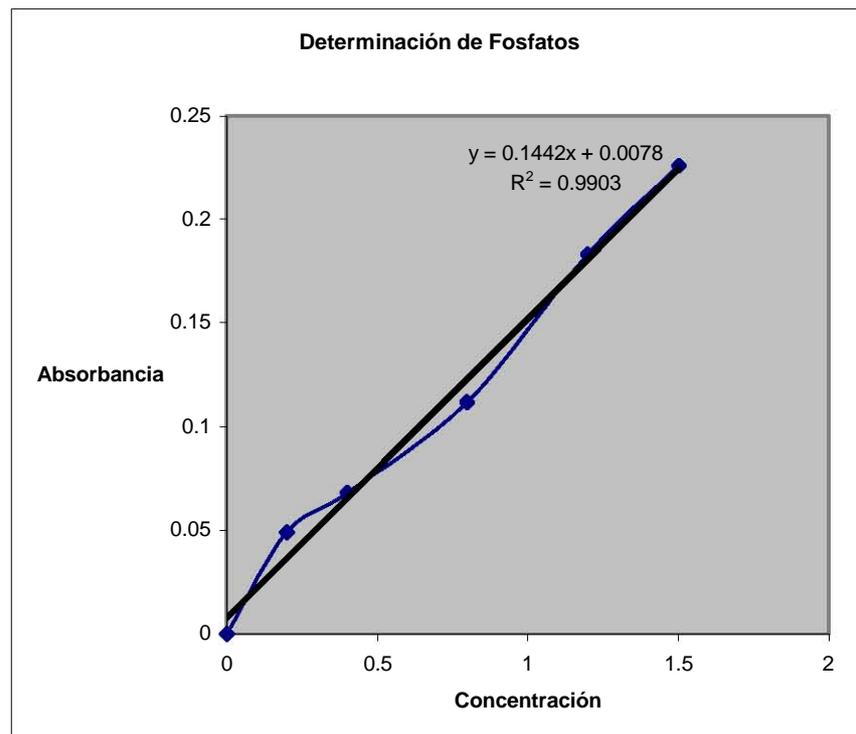
1 Parrilla de calentamiento	Papel filtro
Matraces volumétricos de 100 ml	4 Pipetas graduadas de 10 ml
Vasos de precipitado de 150 ml	1 Perilla
Embudos de cristal	1 Piseta con agua destilada

**Cálculo**

La concentración de fosfato se determina con la curva de calibración.

Concentración en mg/l	Absorbancia
0	0
0.199745	0.049
0.3999	0.068
0.79898	0.112
1.19847	0.183
1.50138	0.226

Curva de Calibración Experimental de Fosfato.



## Reactivos para Determinar Fosfato

1. Solución patrón de fosfato: Disolver 21.95 mg de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  anhidro en agua destilada a 100 ml.
2. Reactivo de cloruro estagnoso: Disolver 0.25 g de  $\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  en 100 ml de glicerol y calentar para acelerar la dilución.
3. Reactivo molibdato amónico: 2.5 g de  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  en 17.5 ml de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada. Añadir 28 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a 40 ml de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada enfriar y diluir a 100 ml.
4. Elaboración de estándares: La solución madre contiene 219.5 ppm de fosfato y a partir de esta se elaboraron las diluciones para los estándares. Se elaboraron estándares con un contenido de 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1, 1.2 y 1.5 mg P/l<sup>76</sup>.

---

<sup>76</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-198.

## Apéndice 15

### Procedimiento de la Determinación de Surfactantes

1. Añádase muestra de 100 ml a un embudo de separación.
2. Alcalinícese añadiendo gotas de NaOH 1 N, utilizando indicador de fenolftaleína.
3. Elimínese el color rosa añadiendo gotas de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1 N.
4. Añádanse 10 ml de CHCl<sub>3</sub> (cloroformo) y 25 ml de azul de metileno.
5. Agítese el embudo de separación ligeramente durante 30 segundos (para evitar que emulsione), teniendo cuidado de desfogar continuamente y déjese que se separen las fases.
6. Antes de drenar la capa de CHCl<sub>3</sub> (fase orgánica), muévase suavemente y déjese reposar.
7. Sepárese la capa de CHCl<sub>3</sub>, colectarla en un vaso de precipitado.
8. Repítase la extracción dos veces más, utilizando 10 ml de CHCl<sub>3</sub> cada vez.
9. Combinar todos los extractos de CHCl<sub>3</sub> en el segundo embudo de separación.
10. Añádanse 50 ml de solución de lavado y agítese vigorosamente durante 30 segundos (No se forman emulsiones en esta etapa), dejando desfogar continuamente.
11. Déjese reposar, muévase y extráigase la capa de CHCl<sub>3</sub> a través del embudo que contenga un tapón de fibra de vidrio en un matraz volumétrico de 100 ml; el filtrado debe ser claro. Extráigase dos veces la solución de lavado con 10 ml de CHCl<sub>3</sub> cada uno y añádanse al matraz a través de la fibra de vidrio.
12. Ya que se juntaron los lavados en el matraz volumétrico de 100 ml; aforar hasta la marca con CHCl<sub>3</sub> y mézclese bien.
13. En este caso el blanco es CHCl<sub>3</sub> puro (sin el tratamiento anterior).
14. Determínese la absorbancia a 652 nm.

### Equipo y Material

Embudos de separación volumétricos de 1000 ml	1 Pipeta volumétrica de 100 ml
Triples	Embudos de cristal
4 Pipetas graduadas de 10 ml	Matraces volumétricos de 100 ml
2 Pipetas volumétricas de 25 ml	Vasos de precipitados de 250 ml
	1 Piseta con agua destilada

1 Espectrofotómetro

Fibra de vidrio

2 Celdas para espectrofotómetro de cuarzo

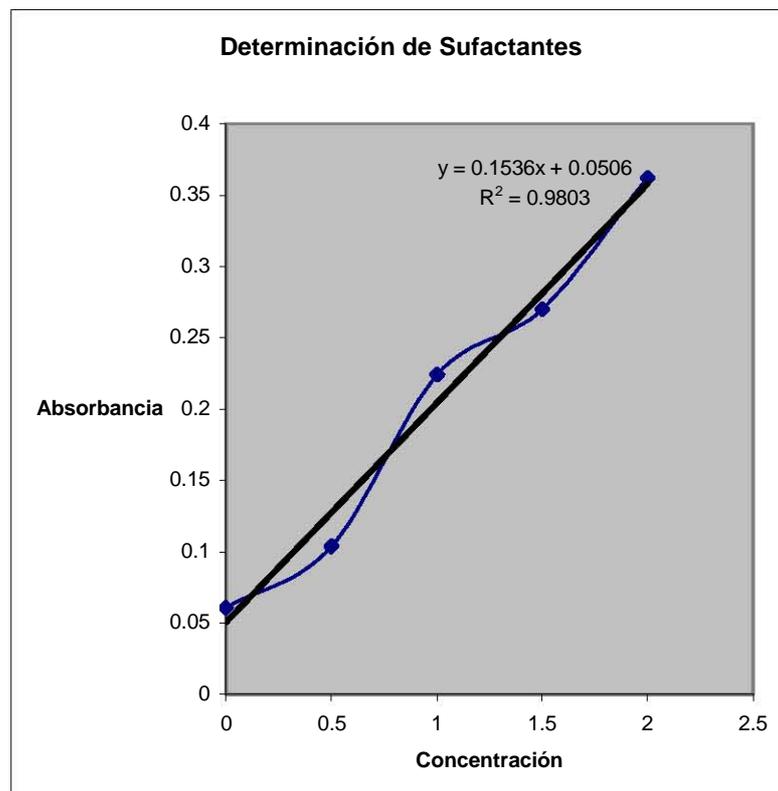
1 Perilla

## Cálculo

La concentración de surfactantes se determina con la curva de calibración.

Concentración en mg/l	Absorbancia
0	0.061
0.5	0.104
1	0.224
1.5	0.270
2	0.362

Curva de Calibración Experimental de Surfactantes.



## Reactivos para Determinar Surfactantes.

1. Solución SAL de reserva: Pésese una cantidad de material de referencia igual a 1 g de SAL en una base activa 100%. Disuélvase en agua y dilúyase hasta 1000 ml; 1 ml = 1 mg SAL. Guárdese en un refrigerador para minimizar la biodegradación. Si es necesario, prepárese cada semana.
2. Solución SAL patrón: Dilúyanse 10 ml de la solución anterior hasta 1000 ml con agua; 1 ml = 10 µg SAL. Prepárese a diario.
3. Solución indicadora de fenolftaleína: 0.5 g de fenolftaleína en 50 ml de solución alcohólica, es necesario agitar continuamente la solución para evitar que se precipite el indicador y diluir con 50 ml de agua destilada. En todos los casos en que se advierta un residuo insoluble, el reactivo debe ser filtrado<sup>77</sup>.
4. Hidróxido de sodio, NaOH: 1 N. Disuélvanse 40 g de NaOH en agua destilada y dilúyase a 1 l.
5. Ácido sulfúrico, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: 1 N. Dilúyanse 27 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en 1 l de agua destilada.
6. Ácido sulfúrico, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: 6 N. Dilúyanse 160 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en 1 l de agua destilada.
6. Cloroformo, CHCl<sub>3</sub>: Precaución: El cloroformo es tóxico y un probable carcinógeno. Adóptense las precauciones apropiadas contra la inhalación y la exposición a la piel.
7. Reactivo azul de metileno: Disuélvanse 100 mg de azul de metileno en 100 ml de agua. Pásense 30 ml a un matraz de 1000 ml. Añádanse 500 ml de agua, 41 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 6 N, y 50 g de fosfato de sodio, monobásico, monohidratado, NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O. Agítese hasta que se disuelva. Dilúyase hasta 1000 ml.
8. Solución de lavado: Añádanse 41 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 6 N a 500 ml de agua en un matraz de 1000 ml. Añádanse 50 g de NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O y agítese hasta que se disuelva. Dilúyase a 1000 ml.

---

<sup>77</sup> Orozco, Fernando D. *Análisis Químico Cuantitativo*. Editorial Porrúa, S.A. p 227.

9. Fibra de vidrio: Extráigase previamente con  $\text{CHCl}_3$  hasta eliminar las interferencias.

10. Agua destilada o desionizada: Libre de SAAM. Utilícese para hacer todos los reactivos y diluciones.

11. Se prepararon los siguientes estándares 0, 0.5, 1, 1.5 y 2 mg/l<sup>78</sup>.

---

<sup>78</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 5-71.

## **Apéndice 16**

### **Procedimiento de la Determinación de Nitrógeno Amoniacal por el Método de la Nesslerización.**

1. Tomar 250 ml de agua a un matraz de destilación.
2. Agregar 12.5 ml de tampón borato.
3. Ajustar el pH a 9.5 con solución de NaOH 6 N.
4. Añádanse perlas de ebullición para ayudar a la ebullición.
5. Comenzar a destilar y tirar los primeros 20 ml del destilado.
6. Utilícese 25 ml de solución indicadora de ácido bórico como solución adsorbente para recibir el destilado, para recoger un total de 125 ml de destilado (Bajar el destilado obtenido para evitar su contacto con el tubo de salida).
7. Manténgase la destilación durante 1 ó 2 minutos, para limpiar el condensador y tubo de salida.
8. Dilúyase a 250 ml con agua destilada.
9. Tomar 50 ml de la solución anterior.
10. Añadir 2 ml del reactivo de Nessler.
11. Esperar el desarrollo del color por espacio de 12 minutos.
12. Leer a una absorbancia de 400 nm en el espectrofotómetro. Calibrando el equipo con el blanco preparado.
13. Para el blanco se toman 250 ml de agua destilada y se hace el mismo procedimiento anteriormente mencionado.

### **Equipo y Material**

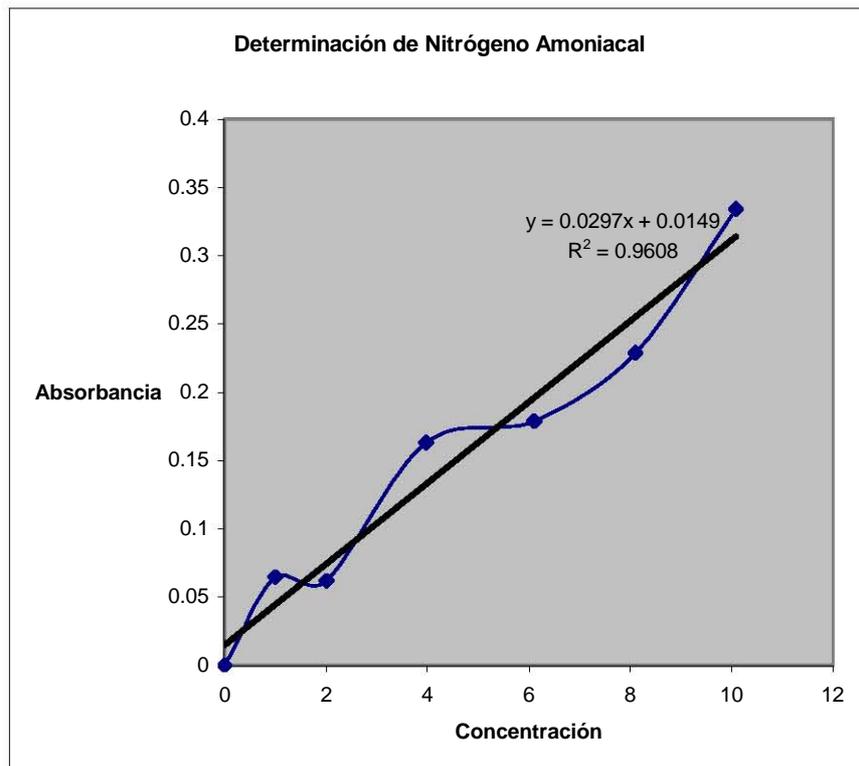
2 Matraces de bola de 500 ml	2 Refrigerantes 24/40
4 Pipetas de 10 ml	2 Cabezas de destilación 24/40
1 Pipeta volumétrica de 100 ml	2 Colas de destilación 24/40
2 Pipetas volumétricas de 25 ml	2 Parrillas de calentamiento
Perlas de ebullición	Vasos de precipitado de 150 ml
1 Perilla	2 Vasos de precipitado de 600 ml
1 Piseta con agua destilada	2 Celdas de 1 cm
Papel pH	1 Espectrofotómetro

## Cálculo

La concentración del nitrógeno amoniacal se determina con la curva de calibración.

Concentración en mg/l	Absorbancia
0	0
1.006	0.065
2.0011	0.062
3.9718	0.163
6.1104	0.179
8.0963	0.229
10.0822	0.334

Curva de Calibración Experimental de Nitrógeno Amoniacal.



## Reactivos para Determinar Nitrógeno Amoniacal (Método de la Nesslerización)

1. Solución madre de amonio: Pesar 0.3819 g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  secado a  $100^\circ\text{C}$  y diluir a 100 ml con agua destilada. La concentración es de 1000 mg/l.
2. Solución patrón de amonio: Tomar 1 ml de la solución madre de amonio y diluir a 1000 ml con agua destilada. La concentración es de 10 mg/l.
3. Se prepararon los siguientes estándares de 1, 2, 4, 6, 8 y 10 mg/l y para leerse a una absorbancia de 400 nm.
4. Solución tampón de borato: Añádanse 88 ml de solución de  $\text{NaOH}$  0.1 N a 500 ml aproximados de solución de tetraborato de sodio ( $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$ ) 0.025 M (9.5 g de  $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ /l) y dilúyase a 1 l.
5. Hidróxido de sodio, 6 N: Disuélvanse 240 g de  $\text{NaOH}$  en agua destilada y dilúyase a 1 l.
6. Solución absorbente, ácido bórico puro: Disuélvanse 20 g de  $\text{H}_3\text{BO}_3$  en agua y dilúyase a 1 l.
7. Reactivo Nessler: Disuélvanse 10 g de  $\text{HgI}_2$  y 7 g de  $\text{KI}$  en una pequeña cantidad de agua y añádase esta mezcla lentamente, con agitación, a una solución fría de 16 g de  $\text{NaOH}$  en 50 ml de agua. Dilúyase a 100 ml<sup>79</sup>.

---

<sup>79</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-130 – 4-131.

## **Apéndice 17**

### **Procedimiento de la Determinación de Nitrógeno Orgánico**

1. Alternativamente, si se ha determinado el amoníaco por el método de destilación, utilícese el residuo del matraz de destilación para determinación del nitrógeno orgánico.
2. *Digestión:* Enfríese y añádanse con cuidado 25 ml de reactivo de digestión (o solución sustitutiva de 10 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado, 6.7 g de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y 1.25 ml de solución de HgSO<sub>4</sub>) al matraz de destilación.
3. Después de mezclar, caliéntese bajo vitrina para eliminar los vapores ácidos.
4. Hiérvase energéticamente hasta que el volumen se reduzca mucho (a unos 10 ó 12.5 ml) y se observe humo blanco abundante (el humo puede ser oscuro en las muestras con mucha materia orgánica).
5. Continúese la digestión otros 15 minutos.
6. Al avanzar la digestión, las muestras turbias o coloreadas se volverán transparentes o de color paja.
7. Tras la digestión, déjese enfriar el matraz y su contenido, dilúyase a 150 ml con agua y mézclese.
8. Inclínese el matraz y añádanse con cuidado 50 ml de reactivo hidróxido sódico – tiosulfato sódico para formar una capa alcalina en el fondo del matraz.
9. Agítese el matraz para asegurar una buena mezcla y conéctese al aparato de destilación que está emitiendo vapor.
10. Se formará un precipitado negro de HgS y el pH debe ser superior a 11.
11. Comenzar a destilar, tirar los primeros 20 ml y recójense 100 ml de destilado bajo la superficie de 25 ml de solución absorbente.
12. Bajar el destilado recogido para que no esté en contacto con el tubo de suministro y continúese la destilación durante 1 ó 2 minutos finales para limpiar el condensador.
13. Dilúyase a 250 ml con agua destilada.
14. Tomar 50 ml de la solución anterior.
15. Añadir 2 ml del reactivo de Nessler.
16. Esperar el desarrollo del color por espacio de 12 minutos.
17. Leer a una absorbancia de 400 nm en el espectrofotómetro. Calibrando el equipo con el blanco preparado.

18. Para el blanco se toman 250 ml de agua destilada y se hace el mismo procedimiento anteriormente mencionado.

### Equipo y Material

2 Matraces de bola de 500 ml	2 Cabezas de destilación 24/40
4 Pipetas de 10 ml	2 Colas de destilación 24/40
2 Pipetas volumétricas de 25 ml	2 Parrillas de calentamiento
Perlas de ebullición	1 Campana
1 Perilla	Vasos de precipitado de 150 ml
1 Piseta con agua destilada	2 Vasos de precipitado de 600 ml
Papel pH	2 Celdas de 1 cm
2 Refrigerantes 24/40	1 Espectrofotómetro

### Cálculo

La concentración del nitrógeno orgánico se determina con la misma curva de calibración que el nitrógeno amoniacal.

### Reactivos para Determinar Nitrógeno Orgánico

1. Solución de sulfato mercurico: Disuélvase 8 g de óxido rojo mercurico, HgO, en 100 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 6 N.

2. Reactivo de digestión: Disuélvase 13.4 g de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en 65 ml de agua y 20 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Añádanse con agitación, 2.5 ml de solución de sulfato mercurico. Dilúyase la solución combinada hasta 100 ml con agua. Manténgase a temperatura próxima a 20°C para evitar la cristalización.

3. Reactivo hidróxido sódico-tiosulfato sódico: Disuélvase 500 g de NaOH y 25 g de Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub>·5H<sub>2</sub>O en agua y dilúyase a 1 l.

4. Solución tampón de borato: Añádanse 88 ml de solución de NaOH 0.1 N a 500 ml aproximados de solución de tetraborato de sodio ( $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$ ) 0.025 M (9.5 g de  $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ /l) y dilúyase a 1 l.

5. Hidróxido de sodio: NaOH 6N Disuélvanse 240 g de NaOH en agua destilada y dilúyase a 1 l.<sup>80</sup>

---

<sup>80</sup> Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. p 4-164.

# Apéndice 18

## NOM – 001 – ECOL – 1996

Procuraduría Federal de Protección al Ambiente

### TABLA 1

LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BASICOS																				
PARAMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	RIOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)	
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano(C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)			
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Temperatura °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y Aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia Flotante (3)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente
Sólidos Sedimentables (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

P.D. = Promedio Diario; P.M. = Promedio mensual;  
 N.A. = No es aplicable  
 (A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos  
 (1) Instantáneo

Procuraduría Federal de Protección al Ambiente

### TABLA 2

LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BASICOS																				
PARAMETROS (*) (miligramos por litro)	RIOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)	
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano(C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)			
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.5	0.1	0.1	0.2
Cianuro	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4.0	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.2
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(\*) Medidos de manera total.  
 P.D. = Promedio Diario P.M. = Promedio Mensual N.A. = No es aplicable  
 (A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.