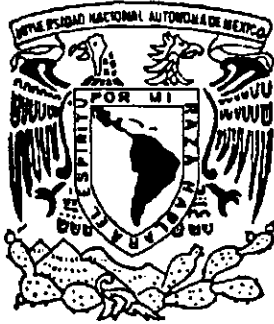


01177

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO



***DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO***

**EFFECTO TÓXICO DEL ALUMINIO
PRESENTE EN LOS LODOS
GENERADOS POR LA PLANTA
POTABILIZADORA "LOS BERROS"
DEL SISTEMA CUTZAMALA**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN INGENIERIA
(AMBIENTAL)**

P R E S E N T A :

ONIA CASTAÑEDA SARABIA



2000



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.

DEDICATORIA

Este esfuerzo se lo dedicó únicamente a mi Madre: Onia Sarabia Guajardo, por ser una mujer como ninguna y la persona más importante de mi vida, porque siempre me ha llenado de cariño, confianza y apoyo incondicional y por ser hoy más que nunca mi amiga

GRACIAS POR TODO MAMICHI !!!!!!

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Georgina Fernández Villagómez por su dirección, apoyo y confianza durante el desarrollo de este trabajo.

A los revisores de esta tesis, Dr. Pedro Martínez Pereda, M en I. Francis Soler Anguiano, M en I. Constantino Gutiérrez Palacios y M en I. Ana Elisa Silva Martínez, por el tiempo empleado en la revisión del escrito, por sus comentarios y sugerencias para el enriquecimiento del presente trabajo.

Al Ing. Víctor Gutiérrez Avedoy, Director del Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (CENICA), por las facilidades para la utilización de las instalaciones del laboratorio de bioensayos, así como la donación de los organismos utilizados.

Un agradecimiento muy especial a las Biólogas Sara Ramírez e Isabel Romero del CENICA, por todas sus enseñanzas, capacitación y amistad para la realización de los bioensayos, sin su ayuda nada de este trabajo habría sido posible, así como el apoyo y amistad de la Sra. Josefina Machuca.

Al QFB. Héctor García Romero y la Quím. Paola Salgado Figueroa del CENICA por su ayuda y asesoría para la determinación de metales por medio de Espectrofotometría de Absorción Atómica y Espectroscopia por Plasma de Acoplamiento Inductivo.

Al Ing. Armando Aguirre Sánchez, Gerente Regional de Aguas del Valle de México, por el permiso otorgado para efectuar los muestreos en la Planta Potabilizadora "Los Berros" del Sistema Cutzamala.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para la realización de los estudios de Maestría.

Al Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED) por la beca otorgada para la terminación del trabajo de investigación, así como el financiamiento para la realización de los muestreos y experimentación.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	xi
GLOSARIO	xiii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Justificación.....	1
1.2. Objetivo General.....	2
1.3. Objetivos Específicos.....	2
1.4. Alcances.....	3
2. POTABILIZACIÓN	5
2.1. Tratamiento fisicoquímico.....	5
2.1.1. Mecanismos de desestabilización coloidal.....	6
2.1.1.1. Desestabilización por compresión de la doble capa.....	7
2.1.1.2. Desestabilización de coloides por englobamiento en un precipitado.....	8
2.1.1.3. Desestabilización por neutralización de carga.....	9
2.1.1.4. Desestabilización por adsorción y unión interparticular.....	9
2.2. Lodos generados por plantas potabilizadoras.....	12
2.2.1. Cantidad de lodos en el tratamiento del agua.....	13
2.2.2. Fuente y tipos de lodos.....	14
2.2.3. Lodos de la Coagulación con Sulfato de Aluminio.....	15
2.3. Tren de tratamiento en la planta potabilizadora “Los Berros”.....	16
3. PROBLEMÁTICA EN EL ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE A LA CIUDAD DE MÉXICO	19
3.1. Fuentes de agua.....	21
3.1.1. Aspectos Físicos de la Cuenca del Río Cutzamala.....	23
3.2. El Sistema Cutzamala.....	25
3.3. Acueducto Perimetral de la Ciudad de México.....	31

4. ALUMINIO	35
4.1. Efectos del aluminio a la salud y al ambiente.....	36
4.1.1. Exposición aguda.....	37
4.1.1.1. Accidente en Camelford.....	37
4.1.2. Exposición crónica.....	38
4.1.2.1. Efectos neurológicos.....	39
4.1.2.1.1. Enfermedad de Alzheimer.....	39
4.1.3. Enfermedad de los huesos.....	40
4.1.4. Efectos carcinogénicos.....	40
4.1.5. Efectos genéticos.....	40
4.1.5.1. Efectos teratogénicos.....	41
4.1.6. Efectos reproductivos.....	41
4.1.7. Órganos de distribución en el organismo.....	42
4.1.8. Mecanismos toxicológicos.....	42
4.1.9. Excreción.....	43
4.2 Química del aluminio.....	43
4.2.1. El sulfato de aluminio como coagulante.....	45
4.2.1.1. Mecanismo de acción del sulfato de aluminio en el fenómeno de desestabilización de los coloides.....	45
4.2.2. El pH en la coagulación con sales de aluminio.....	46
 5. MATERIALES Y MÉTODOS	 49
5.1. Parámetros fisicoquímicos.....	49
5.2 Determinación de metales.....	50
5.2.1 Determinación del metal total.....	51
5.2.2 Determinación del metal disponible.....	51
5.3. Pruebas de toxicidad.....	51
5.3.1. Requisitos generales para las pruebas de toxicidad.....	52
5.3.2. Pruebas de toxicidad para organismos acuáticos.....	54
5.3.3. Pruebas de toxicidad aguda con <i>Daphnia magna</i>	54
5.3.3.1. Metodología para las pruebas de toxicidad aguda.....	55
5.3.3.2. Análisis de los resultados.....	56
5.3.4. Prueba de toxicidad crónica con <i>Panagrellus redivivus</i>	58
5.3.5. Prueba de toxicidad sobre la elongación de raíz de <i>Lactuca sativa</i>	60

5.3.5.1. Prueba de viabilidad de semillas.....	61
5.4. Toxicidad Ponderada.....	63
5.5. Análisis estadístico de resultados.....	64
5.5.1. Prueba <i>t</i> por pares.....	64
5.4.2. Correlaciones Σ simples.....	65
6. RESULTADOS.....	67
6.1 Parámetros fisicoquímicos.....	67
6.1.1. pH.....	68
6.1.2. Oxígeno Disuelto.....	70
6.1.3. Color.....	73
6.1.4. Turbiedad.....	75
6.1.5. Dureza Total.....	78
6.1.6. Sólidos Totales.....	80
6.1.7. Sólidos Suspendidos.....	83
6.1.8. Sólidos Disueltos.....	85
6.1.9. Sólidos Sedimentables.....	87
6.2. Análisis de Metales.....	89
6.2.1. Comparación de métodos de análisis de metales.....	89
6.2.2. Aluminio.....	91
6.2.3. Hierro.....	96
6.2.4. Manganeseo.....	100
6.2.5. Calcio.....	103
6.3. Metales Disueltos.....	104
6.3.1. Aluminio Disuelto.....	105
6.3.2. Hierro Disuelto.....	107
6.4 Pruebas de Toxicidad.....	108
6.4.1. Prueba de Toxicidad Aguda con <i>Daphnia magna</i>	109
6.4.2. Pruebas de Toxicidad Crónica con <i>Panagrellus redivivus</i>	111
6.4.2.1. Supervivencia de la población.....	111
6.4.2.2. Maduración de los organismos.....	113
6.4.2.3. Crecimiento de la Población.....	115
6.4.2.4. Adaptabilidad de la Población.....	116
6.4.2.5. Toxicidad Total en Nemátodos.....	118

6.4.3. Pruebas de elongación de raíz con <i>Lactuca sativa</i>	119
6.4.3.1 Elongación de Radícula.....	120
6.4.3.2. Crecimiento en Plántula.....	121
6.4.4. Toxicidad Ponderada.....	122
6.5. Correlaciones Simples.....	124
7. CONCLUSIONES.....	137
7.1. Conclusión General.....	137
7.2. Conclusiones Particulares.....	137
7.3. Recomendaciones.....	139
8. BIBLIOGRAFÍA.....	141
9. ANEXOS.....	151
Anexo 1 (<i>Daphnia magna</i>).....	151
Anexo 2 (Alimentación de los Cladoceros).....	154
Anexo 3 (Agua Reconstituida).....	155
Anexo 4 (Método Probit).....	156
Anexo 5 (Prueba de Toxicidad utilizando el nemátodo <i>Panagrellus redivivus</i>)	161
Anexo 6 (Prueba de Toxicidad sobre elongación de raíz de <i>Lactuca sativa</i>).....	170
Anexo 7 (Prueba <i>t</i> por pares).....	172

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Fuerzas de atracción y de repulsión.....	8
Figura 2.2. Teoría química de la unión entre una molécula polimérica y Una partícula coloidal.....	11
Figura 2.3. Tren de tratamiento de la planta potabilizadora “Los Berros”.....	17
Figura 2.4. Diagrama del tren de tratamiento de lodos de la planta potabilizadora “Los Berros”.....	18
Figura 3.1. Cuenca del Río Cutzamala.....	24
Figura 3.2. Croquis del sistema Cutzamala.....	26
Figura 3.3. Perfil del sistema Cutzamala.....	27
Figura 3.4. Planta potabilizadora “Los Berros”.....	30
Figura 3.5. Trazo del Acueducto Perimetral.....	33
Figura 4.1. Representación esquemática del ciclo del aluminio.....	44
Figura 4.2. Diagrama de Concentración vs pH de las especies de Aluminio en Equilibrio con el hidróxido de aluminio sólido.....	48
Figura 5.1. Diagrama esquemático de la prueba de toxicidad aguda con <i>Daphnia magna</i>	57
Figura 5.2. Ciclo de vida del nemátodo de vida libre <i>Panagrellus redivivus</i>	58
Figura 5.3. Diagrama esquemático de la prueba de toxicidad crónica con <i>Panagrellus redivivus</i>	59
Figura 5.4. Diagrama esquemático de la prueba de toxicidad con elongación de raíz de <i>Lactuca sativa</i>	62
Figura 6.1 Potencial de Hidrógeno.....	70
Figura 6.2 Oxígeno Disuelto obtenido en los diferentes muestreos.....	71
Figura 6.3 Oxígeno Disuelto obtenido en las muestras de agua cruda.....	72
Figura 6.4 Unidades de color obtenidas en los diferentes muestreos.....	74
Figura 6.5 Unidades de color obtenidas en muestras de agua tratada.....	75
Figura 6.6. Unidades de Turbiedad obtenidas en los diferentes muestreos.....	77
Figura 6.7. Unidades de Turbiedad obtenidas en las muestras de agua tratada.....	78
Figura 6.8. Dureza Total obtenida durante los diferentes muestreos.....	80
Figura 6.9. Sólidos Totales obtenidos en los diferentes muestreos.....	81
Figura 6.10. Sólidos Totales obtenidos en las muestras de lodo con polímero y lodos sin polímero.....	82

Figura 6.11. Sólidos Suspendedos obtenidos en los diferentes muestreos.....	84
Figura 6.12. Sólidos Disueltos obtenidos en los diferentes muestreos.....	86
Figura 6.13. Sólidos Sedimentables obtenidos en las muestras de lodo con polímero y lodos sin polímero.....	88
Figura 6.14. Comparación entre temporada de lluvias y secas de las concentraciones de aluminio total.....	93
Figura 6.15. Concentración de Aluminio obtenido en las muestras de agua tratada.....	94
Figura 6.16. Concentración de Aluminio obtenido en las muestras de agua cruda.....	95
Figura 6.17. Comparación entre temporada de lluvias y secas de las concentraciones de hierro total.....	98
Figura 6.18. Concentración de hierro obtenido en las muestras de agua tratada.....	99
Figura 6.19. Concentración de hierro obtenido en las muestras de agua cruda.....	100
Figura 6.20. Concentración de manganeso obtenido en las muestras de agua cruda.....	103
Figura 6.21. Unidades de Toxicidad de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros mediante el bioensayo con <i>Daphnia magna</i>	110
Figura 6.22. Supervivencia del nemátodo <i>Panagrellus redivivus</i> por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros.....	112
Figura 6.23. Maduración del nemátodo <i>Panagrellus redivivus</i> por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros.....	114
Figura 6.24. Crecimiento del nemátodo <i>Panagrellus redivivus</i> por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros.....	116
Figura 6.25. Adaptabilidad del nemátodo <i>Panagrellus redivivus</i> por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros.....	117
Figura 6.26. Toxicidad total del nemátodo <i>Panagrellus redivivus</i> por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros.....	118
Figura 6.27. Longitud verdadera de la radícula de <i>Lactuca sativa</i> originada por de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros.....	120
Figura 6.28. Longitud verdadera de la plántula de <i>Lactuca sativa</i> originada por de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros.....	121
Figura 6.29. Toxicidad ponderada de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros.	123
Figura 6.30. Efectos del Aluminio y Sólidos Totales sobre la Toxicidad Ponderada.....	130
Figura 6.31. Efectos del Aluminio y Oxígeno Disuelto sobre la Toxicidad Ponderada....	131
Figura 6.32. Efectos del Aluminio y Sólidos Totales sobre las Unidades de Toxicidad ..	132
Figura 6.33. Efectos del Aluminio y Oxígeno Disuelto sobre las Unidades de Toxicidad	133
Figura 6.34. Efectos del Aluminio Disuelto y Hierro Disuelto sobre el porcentaje de adaptabilidad.....	134

Figura 6.35. Efectos del Aluminio y Sólidos Totales sobre la Longitud Verdadera de las Plántulas	135
Figura 9.1. <i>Daphnia magna Straus</i>	152
Figura 9.2. Historia de vida de <i>Daphnia magna Straus</i>	153
Figura 9.3. Representación del método Probit.....	160
Figura 9.4. Nemátodo <i>Panagrellus redivivus</i>	162
Figura 9.5. Diagrama esquemático de la prueba de toxicidad con <i>Panagrellus redivivus</i>	166

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Coagulantes y floculantes de tipo inorgánico.....	6
Tabla 2.2. Características físicas de los lodos.....	12
Tabla 2.3. Residuos probables en el tratamiento del agua potable.....	13
Tabla 2.4. Producción de sólidos teóricos.....	14
Tabla 2.5. Fuentes de desechos en plantas de tratamiento de agua.....	14
Tabla 2.6. Características químicas reportadas de un lodo coagulado con $Al_2(SO_4)_3$	15
Tabla 3.1. Fuentes de abastecimiento de agua potable para la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.....	22
Tabla 4.1. Aluminio en Camelford, Inglaterra. Concentración de contaminantes.....	37
Tabla 4.2. Aluminio en Camelford, Inglaterra. Síntomas inmediatos.....	38
Tabla 4.3. Aluminio en Camelford, Inglaterra. Síntomas a largo plazo.....	38
Tabla 5.1. Grados de toxicidad.....	53
Tabla 5.2. Ponderación tentativa de la respuesta de <i>Daphnia magna</i> a extractos y agua natural.....	63
Tabla 5.3. Ponderación tentativa de la respuesta de <i>Panagrellus redivivus</i> a extractos y agua natural.....	64
Tabla 5.4. Ponderación tentativa de la respuesta de <i>Lactuca sativa</i> a extractos y agua natural.....	64
Tabla 6.1. Potencial de Hidrógeno de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros".....	69
Tabla 6.2. Oxígeno Disuelto de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros".....	71
Tabla 6.3. Color de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros".....	73
Tabla 6.4. Turbiedad de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros".....	76
Tabla 6.5. Dureza total de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros".....	79
Tabla 6.6. Sólidos totales de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros".....	81
Tabla 6.7. Sólidos Suspendidos de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros".....	83

Tabla 6.8. Sólidos disueltos de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta “Los Berros”	86
Tabla 6.9. Sólidos sedimentables de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta “Los Berros”	88
Tabla 6.10. Aluminio total de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta “Los Berros”	92
Tabla 6.11. Hierro total de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta “Los Berros”	97
Tabla 6.12. Manganeso total de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta “Los Berros”	102
Tabla 6.13. Calcio de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta “Los Berros”	104
Tabla 6.14. Aluminio disuelto de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta “Los Berros”	106
Tabla 6.15. Hierro disuelto de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta “Los Berros”	107
Tabla 6.16. Correlaciones Múltiples de Pruebas de toxicidad con parámetros fisicoquímicos registrados.....	127
Tabla 6.17. Correlaciones múltiples de pruebas de toxicidad con metales.....	128
Tabla 9.1. Sinopsis biológica de <i>Daphnia magna</i>	151
Tabla 9.2. Requerimientos ambientales para <i>Daphnia magna</i>	152
Tabla 9.3. Medio Bold Basal.....	154
Tabla 9.4. Ejemplo de resultados para prueba de toxicidad con <i>Daphnia sp.</i>	156
Tabla 9.5. Datos de toxicidad para el método Probit.....	156
Tabla 9.6. Relación de % de mortalidad / Probit empírico.....	157
Tabla 9.7. Error patrón del log CL ₅₀	158
Tabla 9.8. Factor ponderado (w) para el cálculo de Probit (CP).....	159
Tabla. 9.9. Medio Buffer M9.....	162
Tabla 9.10. Solución de Colesterol.....	163
Tabla 9.11. Suspensión de levadura.....	163
Tabla 9.12. Medio de crecimiento M9-Y.....	163
Tabla 9.13. Placas de Agar-agua.....	164
Tabla 9.14. Medio para cultivo en masa.....	164
Tabla 9.15. Puntuación para porcentajes de sobrevivencia y maduración en pruebas de toxicidad con <i>Panagrellus redivivus</i>	169
Tabla 9.16. Resultados obtenidos de aluminio total por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP).....	172

Tabla 9.17. Resultados obtenidos de aluminio disuelto por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP).....	173
Tabla 9.18. Resultados obtenidos de hierro total por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)	174
Tabla 9.19. Resultados obtenidos de hierro disuelto por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)	175
Tabla 9.20. Resultados obtenidos de calcio por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)	176
Tabla 9.21. Resultados obtenidos de manganeso por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)	177

RESUMEN

Se evalúa de manera particular la toxicidad de los lodos que genera la planta potabilizadora "Los Berros" del Sistema Cutzamala, que provee de agua potable a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México a razón de 15 m³/s. Aplicándose en este estudio la prueba de toxicidad aguda con *Daphnia magna* (pulga de agua), prueba de toxicidad crónica con *Panagrellus redivivus* (nematodo de sedimento) y prueba de toxicidad sobre la elongación de raíz con *Lactuca sativa* (Lechuga romana). Se llevaron a cabo un total de nueve muestreos obteniéndose 45 muestras de agua cruda, agua tratada, lodo homogéneo, lodo espesado sin polímero y lodo espesado con polímero, dichas muestras se obtuvieron durante el periodo de estiaje y lluvias comprendido entre julio de 1998 y abril de 1999. Las tres pruebas realizadas mostraron ser una herramienta útil en el estudio de la contaminación ambiental de los influentes y efluentes generados por una planta potabilizadora, al señalar efectos adversos en distinta medida, tanto en toxicidad aguda, toxicidad crónica y toxicidad subcrónica en estos organismos representantes de la biota. De las muestras evaluadas, las que ocasionaron una mayor toxicidad, fueron en primera instancia, los lodos espesados de la laguna, seguidos de los lodos con polímero, y por último los lodos sin polímero. Los parámetros fisicoquímicos que tuvieron impacto negativo sobre los organismos evaluados fueron los sólidos en cualquiera de sus presentaciones (totales, disueltos o sedimentables) y la disminución del Oxígeno disuelto. Existe una correlación positiva entre los valores de toxicidad obtenidos y la presencia de Aluminio en cualquiera de sus formas (total o disuelto).

GLOSARIO

Agua reconstituida. Agua desionizada o destilada con reactivos químicos adicionales. El resultado es agua dulce sintética libre de contaminantes y con características deseables de pH y dureza.

Agua de dilución. Agua natural o reconstituida que por las características óptimas que presenta para la sobrevivencia y reproducción de los organismos usados en pruebas de toxicidad, es utilizada para preparar las diferentes diluciones o concentraciones efectuadas durante una prueba, sea ésta exploratoria o definitiva.

Albúmina. Sustancia orgánica, nitrogenada, viscosa, soluble en agua, coagulable por el calor, contenida en la clara de huevo, el plasma, la leche, etc.

Alcalinidad. Capacidad que posee una sustancia para neutralizar un ácido.

Anemia microcítica. Disminución del número de glóbulos rojos de la sangre o de su contenido en hemoglobina.

Anfótero. Cuerpo que puede reaccionar, según el caso, como un ácido o como una base.

Anorexia. Pérdida del apetito, cualquiera que sea su causa.

Bioacumulación: El proceso por el cual los organismos retienen contaminantes químicos en sus tejidos a niveles mayores a los que se encuentran en el medio ambiente. Este término es sinónimo de bioconcentración.

Biodegradación. La ruptura de un compuesto químico en componentes químicos más simples durante procesos biológicos que ocurren de manera natural.

Bioensayo (Gr. bios vida). Determinación de la eficiencia de una sustancia biológicamente activa por observación de su efecto sobre un organismo vivo.

Biomagnificación. Proceso por el cual los compuestos químicos se concentran mayormente

en los organismos de un nivel superior a la de la cadena alimentaria que en aquéllos que están en un nivel inferior de la misma cadena.

Coagulación. Mecanismo por el cual se desestabilizan los coloides al neutralizar las cargas repulsivas que los mantienen separados.

Concentración letal media (CL₅₀). Concentración de una sustancia (pura o combinada) que origina un efecto letal en el 50% de los organismos expuestos.

Dáfnido. Nombre castellanizado que reciben los organismos del género *Daphnia* conocidos como "pulga de agua".

Daphnia magna. Microcrustáceo del orden Cladocera de 1 a 1.5 mm de longitud los neonatos, y de 4 a 6 mm los adultos (ambos, visibles a simple vista).

Degradación: Una reacción química que involucra la ruptura de una molécula para formar una estructura más simple.

Diálisis. Purificación de la sangre por medio de un proceso de separación de los constituyentes, basada en la propiedad que poseen las membranas de dejar pasar más fácilmente unas ciertas moléculas que otras.

Distribución cosmopolita. Una especie que puede estar distribuida en todas las partes del mundo.

DL₅₀ (Dosis Letal 50). Cantidad necesaria del agente químico para producir la muerte del 50% de los organismos en estudio, ya sean animales o plantas.

Dosis. La cantidad de un contaminante que es absorbido o depositado en el cuerpo de un organismo expuesto a través del tiempo. La dosis total es la suma de las dosis recibidas de un contaminante por una persona en un intervalo, que resulta de la interacción con todos los medios ambientales que contienen el contaminante. Las unidades de dosis y la dosis total (volumen) se convierten frecuentemente a unidades de volumen por fluido fisiológico o masa de tejido.

DNA (Ácido desoxirribonucleico). Constituyente esencial de los cromosomas del núcleo celular.

Dureza. Contenido de un agua en iones calcio o magnesio.

Dureza total. Suma de las concentraciones de calcio y magnesio, ambos expresados como carbonato cálcico, en miligramos por litro.

Eczema. Nombre de diversas enfermedades de la piel caracterizadas por vesículas, secreción y descamación epidérmica.

Efibio. Estructura de resistencia generada por los dáfidos en condiciones desfavorables del desarrollo (reproducción sexual).

Enfermedad de Alzheimer. Demencia presenil que se caracteriza por un deterioro intelectual profundo y masivo que va acompañado de una desorientación espaciotemporal.

Enfermedad de Parkinson. Afección degenerativa del sistema nervioso caracterizada por cierto temblor en las extremidades y por rigidez muscular.

Esclerosis. Endurecimiento anormal de un tejido, principalmente la sustancia blanca del sistema nervioso que ocasiona variados y regresivos trastornos nerviosos.

Etiología. (Gr. *aition*, causa, y *logos*, tratado). Parte de la medicina que investiga las causas de las enfermedades.

Floculación. Agregación de partículas para formar unidades más grandes; a estas unidades se les denomina flóculos y pueden sedimentarse por efecto de la gravedad. Para que se lleve acabo la agregación de las partículas es necesario que existan colisiones entre ellas ya sea por medio de un movimiento browniano (floculación pericinética) o bien transportando las partículas mediante agitación (floculación ortocinética).

Fluido sinovial. Líquido transparente y viscoso que lubrica las articulaciones.

Gametogénesis. Serie de transformaciones que ocurren durante la formación de los gametos maduros o células germinales.

Hembra múltipara. Hembra que pueden tener varias crías en una sola camada.

Hemoglobina (Gr. *haimē* sangre). Pigmento proteico rojo, rico en hierro de los eritrocitos que transporta oxígeno y bióxido de carbono y contribuye a la regulación del pH.

Ion (Gr. *ion* yendo). Átomo o grupo de átomos portadores de una carga eléctrica, ya sea de carga positiva (catión) o negativa (anión).

Ion hidróxilo. Radical OH.

Ion hidróxido. Combinación de agua y un óxido metálico.

Ion hidrónico. Protón combinado con una molécula de agua H₃O.

Leucemia. Enfermedad que se manifiesta por un aumento del número de glóbulos blancos en la sangre y por la presencia de células anormales.

Ligandos. Moléculas o iones unidos al átomo central de un complejo por un nexo de coordinación.

Linfoma. Tumor maligno de los ganglios linfáticos.

Muestra compuesta. Se forma con la mezcla de muestras simples o instantáneas tomadas en un efluente industrial, agrícola o municipal.

Muestra simple o instantánea. Se toma ininterrumpidamente durante el periodo necesario para completar un volumen proporcional al caudal.

Mutación. Cambio heredado y estable en un gen.

Mutagénico. Compuesto con la habilidad de inducir cambios estables en el material genético.

Naturaleza tixotrópica. Se comporta como un líquido viscoso espeso cuando es agitado, pero sedimenta parecido al gel si la agitación cesa.

Neonato. Dáfido de 1 a 1.5 mm de longitud y edad menor a 24 h utilizados en pruebas de toxicidad.

Omento. Peritoneo que cubre los intestinos.

Osteoblasto. Célula del tejido óseo.

Osteodistrofia. Lesión en el tejido óseo debida a un trastorno de la nutrición.

Osteomalacia. Afección caracterizada por la progresiva desmineralización de los huesos.

Partenogénesis (Gr. *parthenos* virgen y *genesis* producción). Desarrollo de un embrión a partir de óvulos no fecundados en un organismo adulto, es decir, reproducción unisexual de hembras no fecundadas por machos.

pH (p (potencial de) y H (Hidrógeno)). Logaritmo negativo de la concentración del ion hidrógeno por virtud de la cual se expresa el grado de acidez o alcalinidad de un líquido.

Plasma. Parte líquida de la sangre antes de la coagulación.

Probit o método Probit. Conocido también como Método de Unidades Probabilísticas es utilizado para evaluar la relación dosis-respuesta de un contaminante sobre un organismo, medida en términos de la concentración letal media (CL_{50}) y su precisión o intervalo de confianza.

Radícula. Raíz primaria de las plantas de semilla.

Reproducción acíclica. Que se reproduce sin ciclo.

Reproducción monocíclica. Dicese de los organismos cuyo ciclo vital dura un año.

Síndrome de Alzheimer. Problema neurológico, que se caracteriza por la pérdida progresiva de las funciones mentales, formación de fibrillas en las neuronas y aumento de la concentración de aluminio en el tejido neuronal.

Síndrome encefalopático. Conjunto de secuelas neurológicas y síquicas crónicas, consecutivas a lesiones del encéfalo de distinta etiología u origen.

Toxicidad. Capacidad inherente a un agente químico de producir un efecto nocivo sobre los organismos vivos.

Toxicidad aguda. Efecto letal u otro efecto producido en un tiempo relativamente corto, usualmente dentro de los cuatro días para peces o macrovertebrados y periodos más cortos (2 días) para organismos más pequeños.

Toxicidad crónica. Efectos a largo plazo que pueden estar relacionados con cambios en apetito, crecimiento, metabolismo, y aun mutaciones o muerte.

Tóxico. Sustancia nociva para los organismos vivos.

Unidad de Toxicidad. Inverso de la Concentración Letal 50 (CL_{50}), multiplicado por 100.

1. INTRODUCCIÓN

El aluminio es uno de los elementos más abundantes de la corteza terrestre, ocupa el tercer lugar en orden de abundancia entre los elementos de la corteza terrestre, formando parte de minerales, rocas y arcillas. Esta amplia distribución es la causa de la presencia del aluminio en casi todas las aguas naturales como sal soluble, coloide o compuesto insoluble. El aluminio en estas formas también se puede encontrar en aguas tratadas o en aguas residuales como residuo de la coagulación con material que contiene aluminio.

La toxicidad del aluminio en el agua es compleja y depende de la concentración y tipo de especie del aluminio, el tipo de organismo afectado, pH, la concentración de ligandos que alteran su disponibilidad y los niveles de Calcio existentes.

Es por ello que para llevar a cabo una evaluación completa de la contaminación del agua, los estudios referentes a la toxicidad son necesarios, ya que las pruebas físicas y químicas no resultan suficientes para la valoración de los efectos potenciales sobre la vida acuática, por tal motivo se pretende evaluar los efectos tóxicos inherentes a la descarga de los lodos originados a partir de una planta potabilizadora en la cual se generan lodos con alta concentración de aluminio. Dicho aluminio es originado a partir de los procesos de coagulación que se realizan dentro de dicha planta.

1.1 JUSTIFICACIÓN

En el plano internacional se han desarrollado trabajos referentes a la toxicidad ocasionada por el aluminio. En el caso particular de México, no se han realizado este tipo de estudios con referencia al aluminio contenido en los lodos de desecho que son generados principalmente por las plantas potabilizadoras. Estas plantas al llevar a cabo el proceso de coagulación, utilizan principalmente sulfato de aluminio como coagulante, y dicho compuesto es desechado junto con los lodos, los cuales generalmente son vertidos en los suelos, posteriormente alcanzan a los ríos corriente abajo sin ningún proceso posterior para remoción de contaminantes, al considerarse según la norma actual que cumplen con los límites máximos permisibles de contaminantes, de tal manera que no son tóxicos para el medio ambiente (NOM-001-ECOL-1996).

Es por ello que se propone el presente trabajo, con el fin de evaluar en el caso particular de la planta potabilizadora "Los Berros", si las concentraciones del aluminio contenido en el vertido de

los lodos que genera, son o no tóxicos para el medio ambiente, experimentándose esto principalmente en el caso de la fauna acuática, al considerarla como la principalmente afectada debido al vertido de dichos lodos, así como a un organismo representante de las plantas terrestres cultivables, por considerarlo como posible receptor de dichos lodos.

1.2 OBJETIVO GENERAL

Determinar el efecto tóxico de las descargas de lodos con aluminio generados por la planta potabilizadora Los Berros, del Sistema Cutzamala mediante bioensayos, con *Daphnia magna*, *Panagrellus redivivus* y *Lactuca sativa*.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Establecer la calidad del influente y efluente de la Planta Potabilizadora “Los Berros” considerando la concentración de Aluminio y comparándola con la Norma para agua potable (NOM-127-SSA1-1994) y los Criterios de Calidad del agua (CE-CCA-01/89).
- Precisar las especies de aluminio presentes en los lodos descargados por la planta potabilizadora por medio del Potencial de Hidrógeno.
- Encontrar la toxicidad aguda de los lodos con aluminio generados por la planta potabilizadora por medio de bioensayos con *Daphnia magna*
- Evaluar la toxicidad crónica de los lodos con aluminio generados por la planta potabilizadora por medio de bioensayos con *Panagrellus redivivus*
- Determinar la toxicidad sobre la elongación de raíz con *Lactuca sativa* de los lodos con aluminio generados por la planta potabilizadora por medio de bioensayos
- Delimitar la toxicidad ponderada relacionando los bioensayos con los tres organismos seleccionados para las pruebas de toxicidad
- Analizar los factores fisicoquímicos y metales implicados en la toxicidad de los lodos con aluminio generados por la planta potabilizadora
- Correlacionar los parámetros fisicoquímicos y concentración de metales con la toxicidad de las muestras de agua cruda, agua tratada, lodos con polímero, lodos sin polímero y lodos espesados.

1.4 ALCANCES

Dentro de la ingeniería ambiental ha sido necesario desarrollar técnicas para el análisis de las aguas superficiales con referencia a los contaminantes, y existe actualmente en el ámbito internacional la tendencia de complementar los análisis fisicoquímicos con pruebas biológicas o bioensayos de toxicidad, y se ha desarrollado un amplio número de investigaciones en diversos países, pero en México los bioensayos con organismos son poco conocidos y las publicaciones son escasas (Mendoza y Cortés, 1994).

En México desgraciadamente la evaluación de la toxicidad de los contaminantes en el ambiente, ésta enfocada únicamente a los parámetros fisicoquímicos, determinándose sólo de manera cualitativa, y en contadas ocasiones de manera cuantitativa, dado que esta información sólo puede ser generada a partir de pruebas de toxicidad específicas, las cuales pueden cubrir y complementar algunos aspectos desventajosos de los análisis fisicoquímicos. Nos permiten obtener respuestas del daño a la biota y a los ecosistemas de manera rápida, aún cuando las miles de sustancias químicas potencialmente tóxicas contenidas en los efluentes puedan o no ser detectadas por los análisis rutinarios, ya que la gran diversidad, extensión y complejidad de los mismos hacen casi imposible su caracterización completa. Asimismo, ayudan a monitorear el ambiente incluso cuando es difícil predecir el efecto conjunto que se produce con la interacción de las sustancias o de los factores como el pH, la dureza, el carbón orgánico disuelto, etc., sobre la toxicidad de los compuestos químicos de las descargas (Amato, 1992; Gherardi, 1983).

Por lo anterior, el presente trabajo pretende fomentar el uso y promover la valoración de los bioensayos de toxicidad como una herramienta complementaria a las técnicas tradicionales de evaluación de contaminantes, al evaluar el caso particular de los lodos generados por una planta potabilizadora y como batería de pruebas una serie de tres bioensayos utilizando al organismo acuático *Daphnia magna*, el nemátodo de vida libre *Panagrellus redivivus* y la semilla de lechuga *Lactuca sativa*.

2. POTABILIZACIÓN

La potabilización del agua ha originado un problema de manejo y disposición de los lodos generados durante su tratamiento. Dichos lodos están frecuentemente en el intervalo de 0.3 a 1 % del flujo de agua tratada. El principal problema con estos residuos es que presentan un alto contenido de agua (99% aproximadamente), además de tener una pobre capacidad de deshidratación, particularmente aquellos que son producidos por el uso de sulfato de aluminio como coagulante.

En México, existen aproximadamente 256 plantas potabilizadoras (CNA, 1997), sin embargo, solo operan 205 (80%), las cuales en conjunto tratan alrededor de 73.6 m³/s de agua. De éstas, 165 plantas utilizan algún tipo de coagulante para eliminar los sólidos suspendidos que contiene el agua, siendo el sulfato de aluminio el más utilizado. Considerando un valor medio de producción de lodos del 0.7 % del agua tratada, en el país se generan alrededor de 0.52 m³/s o 44,755 m³/día de lodos, que deben ser manejados y dispuestos en algún lugar.

En la planta potabilizadora Los Berros se utiliza sulfato de aluminio como coagulante, el cual produce un gran volumen de lodos (alrededor del 1% del agua potabilizada), de tal manera que en la planta se generan alrededor de 0.15 m³/s o 12960 m³/día de lodo, con grandes variaciones dependiendo de la época del año. Dicha potabilizadora cuenta actualmente con una laguna de secado, la cual se encuentra totalmente saturada, lo que origina un desbordamiento de lodos hacia otras áreas y por lo tanto la deshidratación de los lodos es ineficiente.

2.1 TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO

Este tratamiento primario consiste en agregar uno o más reactivos a las aguas crudas para producir la coagulación y floculación de sustancias coloidales y su posterior sedimentación (Nalco, 1989). Definiéndose cada uno de estos procesos como:

Coagulación: Agregación de productos químicos al agua para formar flóculos, con el propósito de que engloben o se combinen con los sólidos sedimentables, pero en particular, con otros sólidos que no lo son o que sedimentan muy lentamente y con coloides, para formar agregados o flóculos que sedimentan rápidamente.

Floculación: Agitación con vistas a aumentar la posibilidad del contacto entre partículas, tras la adición de los productos químicos.

Sedimentación: Separación de las partículas suspendidas más pesadas que el agua, mediante la acción de la gravedad. Esta operación se utiliza para la eliminación de arena, materia particulada, de los flóculos químicos cuando se emplea.

Los agentes floculantes y coagulantes pueden ser de carácter inorgánico o bien orgánico. La Tabla 2.1 muestra diferentes coagulantes y floculantes de tipo inorgánico así como características de los mismos.

Tabla 2.1. Coagulantes y floculantes de tipo inorgánico (Nalco, 1989).

Nombre común	Fórmula	peso molecular (g/mol)	disponibilidad
Alumbre (sulfato de aluminio)	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$	597.36	Polvo: 17% Al_2O_3 Líquido: 8.3% Al_2O_3
Cal (hidróxido de calcio)	$Ca(OH)_2$	74.04	Terrón: CaO Polvo: 93 - 95% de $Ca(OH)_2$
Cloruro férrico	$FeCl_3$	162.2	Anhidro: polvo verde-negro con 96-97% de $FeCl_3$ Heptahidrato: terrones amarillos-café 60% de $FeCl_3$ Líquido: solución café oscuro con 37-47% de $FeCl_3$
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3$	399.9	Dihidratado: gránulos rojos-café con 20.5% de Fe Trihidratado: gránulos rojos-grisáceos con 18.5% de Fe
Aluminato de sodio	$Na_2Al_2O_4$	163.94	Hojuelas: 46% de Al_2O_3
Sulfato ferroso	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	278.02	Gránulos con 20% de Fe

2.1.1 MECANISMOS DE DESESTABILIZACIÓN COLOIDAL

La desestabilización de las partículas se puede afectar por cuatro mecanismos diferentes:

1. compresión de la doble capa
2. adsorción y neutralización de cargas
3. englobamiento en un precipitado
4. adsorción y unión interparticular

Los mecanismos de compresión de la doble capa y la neutralización pueden clasificarse como coagulación, en tanto que el englobamiento de partículas, adsorción y unión se consideran como un fenómeno de floculación (Benefield, *et al.*; 1982).

2.1.1.1 DESESTABILIZACIÓN POR COMPRESIÓN DE LA DOBLE CAPA

La coagulación se puede explicar tomando en cuenta las fuerzas electrostáticas existentes en las partículas, considerando que éstas se encuentran rodeadas por una doble capa eléctrica que interacciona con la fase acuosa. Las siguientes teorías exponen su criterio al respecto.

1. Teoría de Helmholtz-Nerst; supone que acudirán a la superficie del coloide tanto iones positivos del medio como sean necesarios para neutralizar su carga, se formará una capa adherida (capa de Stern) alrededor de él.
2. Gouy y Chapman demostraron que la agitación térmica del líquido tiende a separar a los iones de la superficie del coloide y a formar una capa difusa a su alrededor.
3. Stern establece que es necesario aceptar la posibilidad de la coexistencia de la teoría de Helmholtz y la de Gouy, considerando la formación de una capa adherida y una capa difusa (capa de Gouy - Chapman) alrededor del coloide (OPS, 1981; Weber, 1979).
4. Hamaker, desarrolló su teoría sobre la estabilidad o inestabilidad de los coloides liofóbicos, según éstas dependen de la acción combinada de (OPS, 1981):
 - a) de las fuerzas coulombicas de repulsión
 - b) de las fuerzas atractivas de Van der Waals

La Figura 2.1 muestra la relación que existe entre estas fuerzas. Las fuerzas de atracción y las de repulsión nos dan una resultante (línea punteada), esta línea tiene una cresta que es llamada barrera de energía. Para que un coloide se aglutine con otros y pueda formar flóculos es necesario que la distancia que existe entre el centro del coloide y el ión sea menor a la distancia en la que se presenta la barrera de energía (Schroeder, 1977; Weber, 1979).

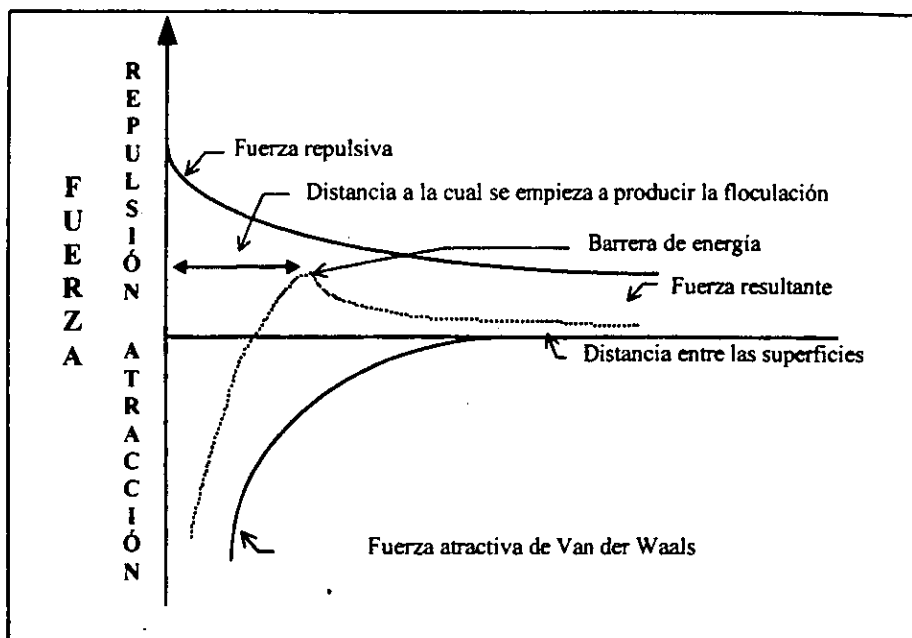


Figura 2.1. Fuerzas de atracción y de repulsión (Weber, 1979)

La desestabilización de coloides se debe a que cuando existe un incremento del electrólito se incorporan iones en la capa difusa o de Gouy - Chapman, con lo cual ésta se retrae y se disminuyen las fuerzas repulsivas, permitiendo la eliminación de la barrera de energía (Weber, 1979).

2.1.1.2 DESESTABILIZACIÓN DE COLOIDES POR ENGLOBAMIENTO EN UN PRECIPITADO

Cuando ciertas sales metálicas son adicionadas al agua en cantidades suficientes, se lleva a cabo la formación de un precipitado. Los coloides pueden servir como núcleos para estos precipitados o bien pueden ser envueltos en el precipitado cuando tiende a sedimentar.

El sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$ puede inducir la floculación a través de la formación del $Al(OH)_3$, el cual es insoluble. La remoción de coloides que se lleva a cabo de esta forma se le conoce como coagulación por barrido de flóculos. (Benefield, *et al*; 1982; Cox, 1951).

La floculación por barrido de flóculos no depende de la neutralización de la carga superficial, las condiciones para una coagulación óptima no corresponden a un potencial zeta mínimo; sin embargo, sí depende de la relación entre la solubilidad y el pH (Benefield, *et al.*; 1982).

2.1.1.3 DESESTABILIZACIÓN POR NEUTRALIZACIÓN DE CARGA

Algunas especies químicas son capaces de ser adsorbidas en la superficie de las partículas coloidales. Si las especies adsorbidas tienen una carga opuesta a los coloides, tal adsorción causa la reducción del potencial superficial y se lleva a cabo la desestabilización de la partícula coloidal (Benefield, *et al.*; 1982).

La desestabilización por adsorción difiere de la compresión de la doble capa en tres aspectos:

- 1) Mediante la neutralización de cargas se requiere de dosis mucho menores para efectuar la desestabilización de coloides.
- 2) La desestabilización por adsorción es estequiométrica, de tal forma que la dosis requerida de coagulante aumenta con la concentración de coloides. La cantidad de electrolitos requerida para ejecutar la coagulación por compresión de la doble capa, no es estequiométrica y es prácticamente independiente de la concentración coloidal.
- 3) Es posible sobredosificar un sistema con especies adsorbibles y ocasionar una reestabilización como resultado de la inversión de carga en la partícula coloidal (Benefield, *et al.*, 1982; Gregory, 1985).

2.1.1.4 DESESTABILIZACIÓN POR ADSORCIÓN Y UNIÓN INTERPARTICULAR

Los polímeros sintéticos se caracterizan por tener un amplio tamaño molecular y múltiples cargas eléctricas a lo largo de una cadena molecular de átomos de carbono (Nalco, 1989).

Existen investigaciones donde se establece la cantidad de polímeros catiónicos así como aniónicos, que son capaces de desestabilizar partículas coloidales cargadas negativamente; estos resultados no pueden ser explicados mediante el modelo de la compresión de la doble capa, ni tampoco con el modelo de la neutralización de carga.

Ruerhrwein y Ward en el año de 1952 así como La Mer y Healy en 1963, citados por Benefield *et al.* (1982), desarrollaron la teoría química de la unión; la cual explica el comportamiento de estos compuestos poliméricos.

La teoría química de la unión propone que la molécula polimérica ataca a la partícula coloidal en uno o más sitios como se muestra en la Figura 2.2 (reacción 1); la unión resulta de la atracción electrostática si el polímero y la partícula son de cargas opuestas o bien por la formación de puentes de hidrógeno si las cargas son similares (Benefield, *et al.*; 1982, Gregory, 1985; Hernández, 1992). La parte restante del polímero que no se une a otra partícula se extiende en el volumen de la solución y puede atacar mediante sus sitios vacantes a la superficie de otra partícula para formar puentes químicos como se observa en la reacción 2. Este tipo de unión conlleva flóculos teniendo características favorables de sedimentación (Benefield, *et al.*, 1982, Gregory, 1985).

Si el segmento extendido del polímero ataca nuevamente a la partícula original; se lleva a cabo la reestabilización de la partícula como se muestra en la reacción 3 (Benefield, *et al.*; 1982, Gregory, 1985).

Puede presentarse una coagulación ineficiente cuando se adiciona una sobredosis de polímero ocasionando que los segmentos de éste saturan las superficies de las partículas coloidales, de tal forma que no existan sitios disponibles para la formación de puentes con segmentos de otra molécula de polímero; este efecto se presenta en la reacción 4 (Figura 2.2) (Benefield, *et al.*; 1982, Gregory, 1985).

Una mezcla prolongada puede ocasionar la destrucción de puentes previamente formados y conducir a la reestabilización de partículas como se observa en las reacciones 5 y 6 (Figura 2.2) (Benefield, *et al.*; 1982, Gregory, 1985).

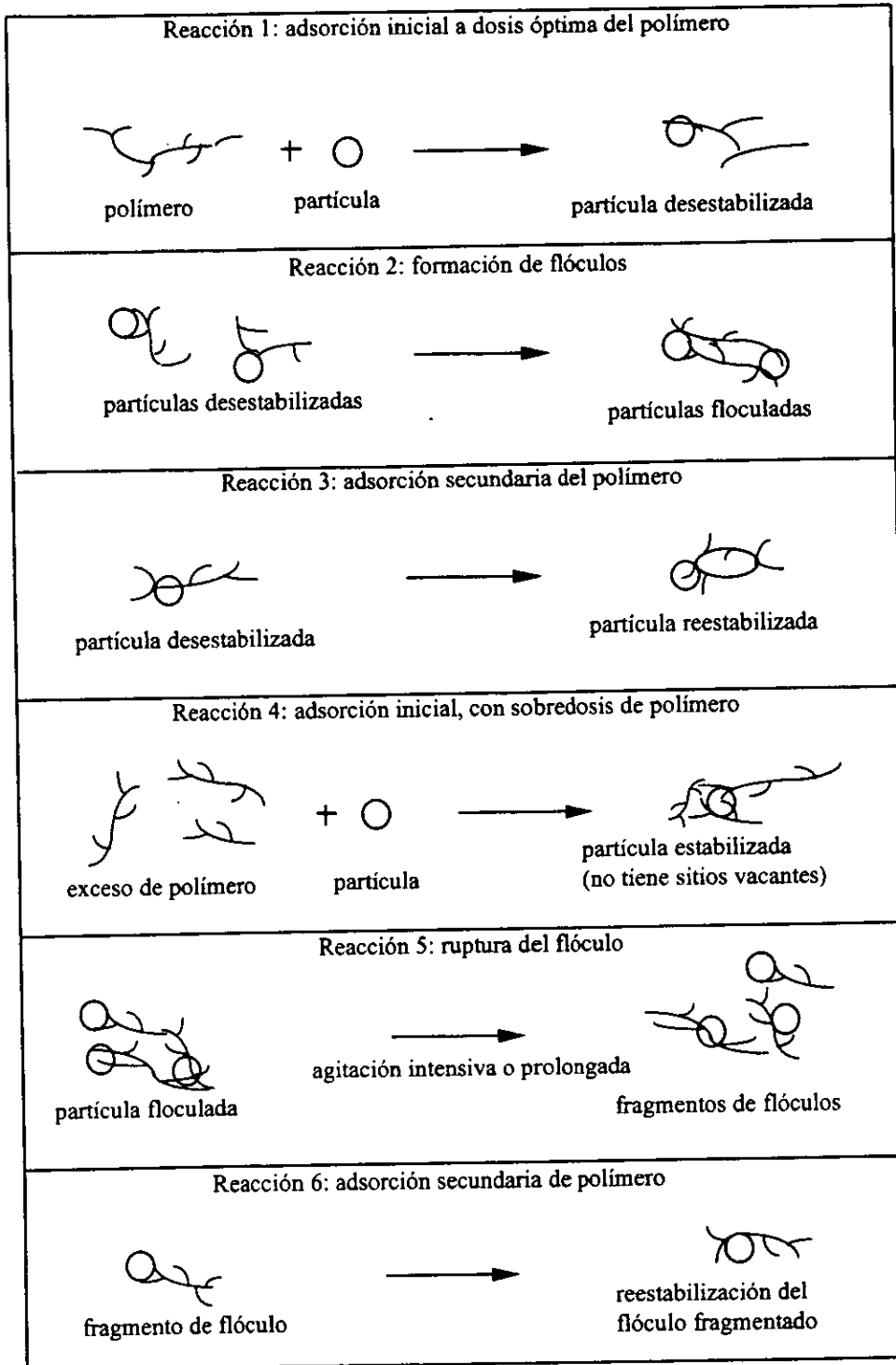


Figura 2.2. Teoría química de la unión entre una molécula polimérica y una partícula coloidal (Benefield, *et al*; 1982).

2.2 LODOS GENERADOS POR PLANTAS POTABILIZADORAS

El lodo proveniente de una planta de tratamiento de agua potable está compuesto de materiales que son removidos del agua cruda, tales como: arcilla, sustancias húmicas, microorganismos y productos de la coagulación química. Estos contienen entre 93 al 99.5% de agua, así como sólidos inicialmente presentes en el agua o generados durante el tratamiento. Elliot *et al*; (1990) reportan que la característica común de estos lodos es que constituyen un residuo extremadamente líquido, de valor escaso o nulo, relativamente inerte y predominantemente inorgánico (Wang *et al*; 1992).

Las características del lodo dependen del origen del agua cruda, así como de los sistemas usados como tratamiento del agua y del lodo (Tabla 2.2). Diferentes procesos de tratamiento generan diferentes tipos y volúmenes de lodo. En una planta en particular, las características pueden variar anual, estacional o diariamente debido a las fluctuaciones tanto de la composición del agua como de la cantidad de reactivos utilizados durante el tratamiento (AWWA, 1990; Cornwell y Koppen, 1990).

Tabla 2.2. Características físicas de los lodos (AWWA, 1990)

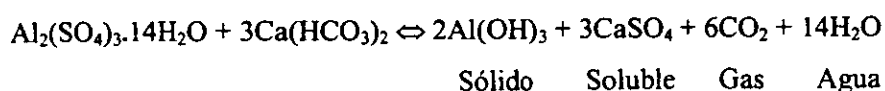
TRATAMIENTO	APARIENCIA FISICA					
	alúmico usado	Residuo producido	Color	Sedimentación	Descripción	
ABLANDAMIENTO Reactor precipitación	Cal y Soda	CaCO ₃	Blanco*	Buena	Sólidos sedimentados Semejante a pasta dentífrica	
		CaCO ₃ + Mg(OH) ₂	Blanco	Regular		
COAGULACIÓN <i>Sales de aluminio</i>	<i>Sulfato de Aluminio</i>	<i>Al(OH)₃</i>	<i>Café</i>	<i>Muy pobre</i>	<i>Consistencia chocolate espesa, viscosa, tixotrópica</i>	
	Sales de hierro	Sales ferrosas o férricas	Fe(OH) ₃	Rojo/Café	Pobre	Cuando se seca pasa a grumos duros
	Polímero	Polímero	Polímero	N/A	Pobre	Depende del polímero
AIREACIÓN	Aire hasta precipitar el Fe y Mn	Compuesto insoluble de Fe y Mn	Rojo/café	Buena	Sólidos con alto color; podría sedimentar, secar y agrietar	
ABLANDAMIENTO POR INTERCAMBIO IÓNICO	Resinas	Acido o salmuera de la regeneración	Claro	N/A	Líquido; altos sólidos disueltos totales	
FILTRACIÓN Agua retrolavado	-	-	Café	Pobre a regular	Aglomeración de floculo fino removido de la superficie del filtro	
	Tierra de diatomeas	-	Acabado medio	Blanco a bronce	Buena	Acabado medio con materia particulada removida del agua

* Bronce/café si está presente el hierro

Con un abastecimiento de río en particular, la variación de la calidad del agua causa cambios significativos en las características físicas de los lodos. Otra propiedad puede estar presente en un lodo de sulfato de aluminio; por ejemplo, su naturaleza tixotrópica (se comporta como un líquido viscoso espeso cuando es agitado, pero sedimenta parecido al gel si la agitación cesa) causa complicaciones en el equipo de bombeo del lodo (AWWA, 1990).

2.2.1 CANTIDAD DE LODOS EN EL TRATAMIENTO DEL AGUA

La cantidad de lodo producido en forma de sólidos se calcula mediante un balance de sólidos y ecuaciones químicas apropiadas. La primera etapa consiste en la revisión de la cantidad de sólidos presentes en el lodo, en la Tabla 2.3 se presentan algunos de éstos. La siguiente etapa consiste en calcular el lodo que resulta de una cantidad dada de la sustancia química adicionada, para ello se utiliza la ecuación química y el peso molecular de dichas sustancias, Por ejemplo:



donde 595g de sólidos se encuentran en la parte izquierda de la ecuación y 156g aparecen en la parte derecha (AWWA, 1990).

Tabla 2.3. Residuos probables en el tratamiento del agua potable (AWWA, 1990)

Sustancias químicas presentes	Fuente	Aparece en el residuo como:	Sólido
Sólidos disueltos	Agua cruda	Sólidos disueltos	Únicamente si precipita
Sólidos suspendidos	Agua cruda	Cieno - no cambia	Sí
Materia orgánica	Agua cruda	Probablemente no cambia	Sí
<i>Sales de aluminio</i>	<i>Coagulación química</i>	<i>Hidróxido de aluminio</i>	<i>Sí</i>
Sales de hierro	Coagulación química	Hidróxido férrico	Sí
Polímero	Tratamiento químico	No cambia	Sí
Cal	Tratamiento químico y ajuste de pH	Carbonato de calcio o, si se usa cal, únicamente impurezas	Sí
Carbón activado en polvo	Control de sabor y olor	Carbón activado en polvo	Sí
Cloro, ozono	Desinfección	En solución	No

De la Tabla 2.4 se pueden calcular los kilogramos de sólidos producidos por kilogramo de la sustancia química presente en el lodo, en dicha Tabla se muestran algunos ejemplos. La dosis a utilizar de cada sustancia química requerida podría ser determinada por pruebas de jarras para una nueva fuente o por registros de acuerdo a dosis mínimas, máximas y promedio. Finalmente, la producción de sólidos totales residuales podría ser calculada usando el diseño estimado diariamente en la salida del agua final (AWWA, 1990).

Tabla 2.4. Producción de sólidos teóricos (AWWA, 1990).

Sustancia química	Kg de sólidos producidos por Kg de sustancia química
Sólidos suspendidos	1.0
Materia orgánica	1.0
<i>Sulfato de aluminio</i>	<i>0.26 como Al(OH)₃</i>
Cloruro férrico	0.66 como Fe(OH) ₃
Polímero	1.0
Cal	Permite 0.10 como fracción insoluble
Carbón activado en polvo	1.0

2.2.2 FUENTES Y TIPOS DE LODOS

Existen dos fuentes mayores de residuos: el material mismo del agua cruda ya sea soluble o insoluble y las sustancias químicas usadas para remover este material. Cada proceso de tratamiento genera un residuo específico, los desechos de los procesos de tratamiento de agua potable se presentan de manera general en la Tabla 2.5. El residuo total para su tratamiento y disposición se facilita con la combinación de los desechos de uno o más procesos (AWWA, 1990).

Tabla 2.5. Fuentes de desechos en plantas de tratamiento de agua (AWWA, 1990)

Tipo de tratamiento	Residuo
Presedimentación	Sólidos
Aireación	Gases
Coagulación, floculación, sedimentación	Ligando *
Filtración	Líquido/ligando
Intercambio iónico/adsorción por compuestos inorgánicos	Líquido/ agua salobre *
Precipitación química (ablandamiento)	Ligando *
Procesos de membrana	Líquido/ agua salobre *
Oxidación química	Ninguna *
Adsorción por compuestos orgánicos	Ligando/Sólido *
Desinfección	Ninguna
Fluoración	Ninguna
Corrosión	Ninguna

* Desechos sólidos asociados con sistemas de alimentación química

2.2.3 LODOS DE LA COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO

Los lodos de hidróxidos metálicos se producen en conjunto con la coagulación de coloides y contaminantes contenidos en el agua cruda usada en el tratamiento del agua potable. Los lodos de aluminio se describen como no-Newtonianos, voluminosos, sustancias gelatinosas compuestas principalmente de metal hidróxido y partículas orgánicas e inorgánicas, tales como arcilla, arena, color, coloides, microorganismos y otra materia removida del agua cruda (Bishop, *et al.*; 1991; Fulton, 1974).

Los precipitados de hidróxido de aluminio contienen grandes cantidades de agua ligada, creando una suspensión voluminosa de lodos de sulfato de aluminio, con baja concentración de sólidos y pobres propiedades de deshidratación. Las características de estos lodos se presentan en la Tabla 2.6 (AWWA, 1991).

Tabla 2.6. Características químicas reportadas de un lodo coagulado con $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (AWWA, 1991).

Parámetro	Concentración
Sólidos Totales (ST)	0.1 - 27 %
Sólidos Volátiles (SV)	10 - 35 % de ST
Sólidos Suspendedos (SS)	75 - 99 % de ST
pH	5.5 - 7.5
Aluminio	4 - 11 % de ST como Al
Hierro	6.5 % de ST
Manganeso	< 0.005 - 5 % de ST
Arsénico	< 0.04 % de ST
Cadmio	< 0.005 % de ST
Metales pesados	< 0.03 % de ST
Nitrógeno Total Kjeldahl	0.7 - 1200 mg/l como N
Fosfatos	0.3 - 300 mg/l como P
Cuenta total en placa	30 - 30,000/ml

El lodo de aluminio generalmente es concentrado entre 0.5 y 2.0 % (5 a 20 g/l) en tanques de sedimentación. Cuando el sulfato de aluminio [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$] es adicionado al agua, se forma el hidróxido de aluminio [$\text{Al}(\text{OH})_3$]. Por cada kilogramo de sulfato de aluminio se forman 0.118 kilogramos de hidróxido de aluminio. La cantidad de aluminio que escapa del sedimentador y es atrapado en el filtro depende del pH (Sánchez, 1999).

2.3 TREN DE TRATAMIENTO EN LA PLANTA POTABILIZADORA "LOS BERROS"

La planta potabilizadora lleva a cabo un tratamiento convencional para la obtención de agua potable, el cuál es descrito en la Figura 2.3, siendo el flujo de agua distribuido en cinco módulos denominados B, C, D, E y F, cada uno de los cuales está a su vez constituido por dos floculadores, cuatro sedimentadores y ocho filtros. Además los sedimentadores cuentan con equipos de recolección en continuo de los lodos que se generan en los mismos.

En la Figura 2.4 se muestra el tratamiento que se le da al lodo generado en la planta potabilizadora.

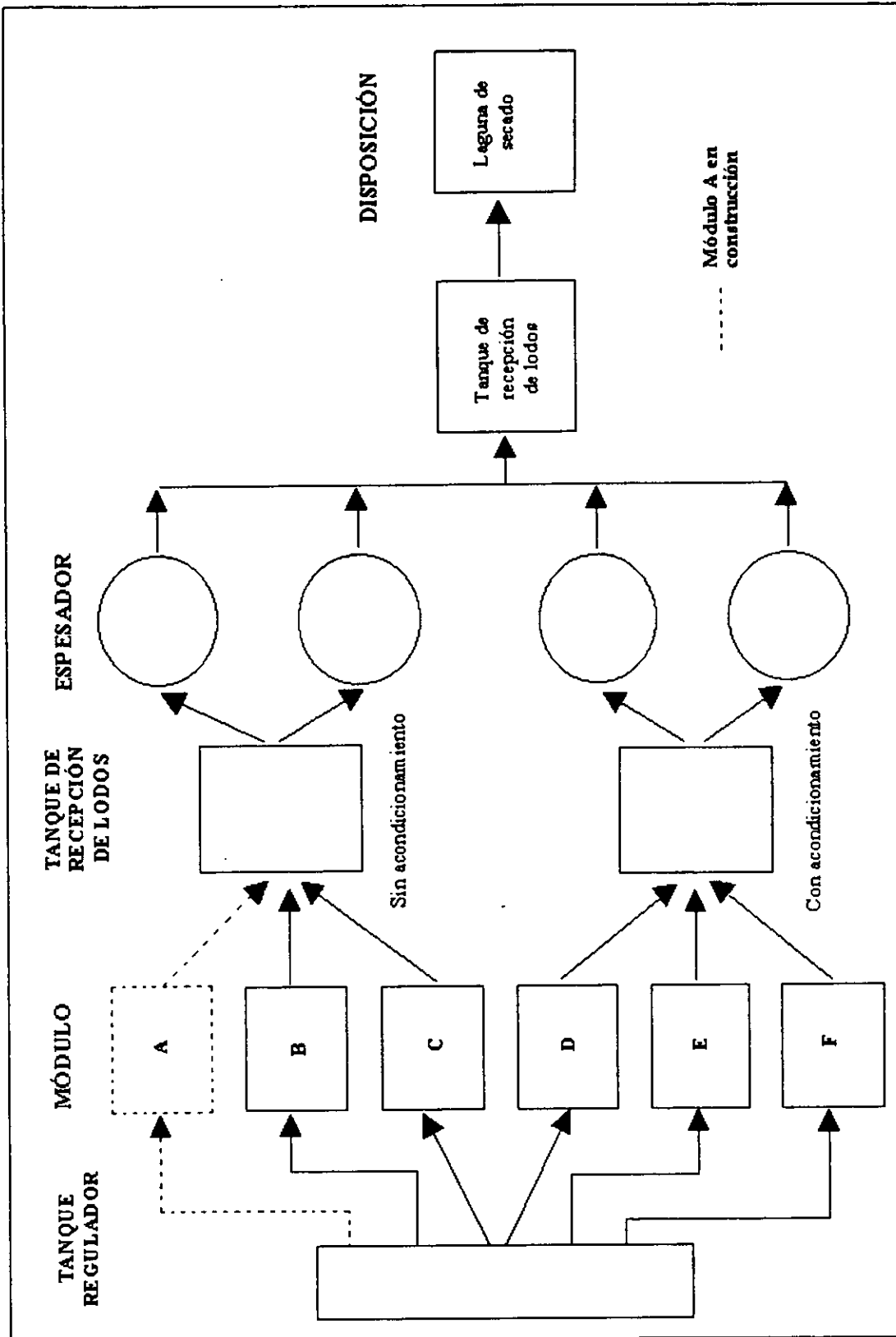


Figura 2.4 Diagrama del tren de tratamiento de lodos de la Planta Potabilizadora "Los Berros"

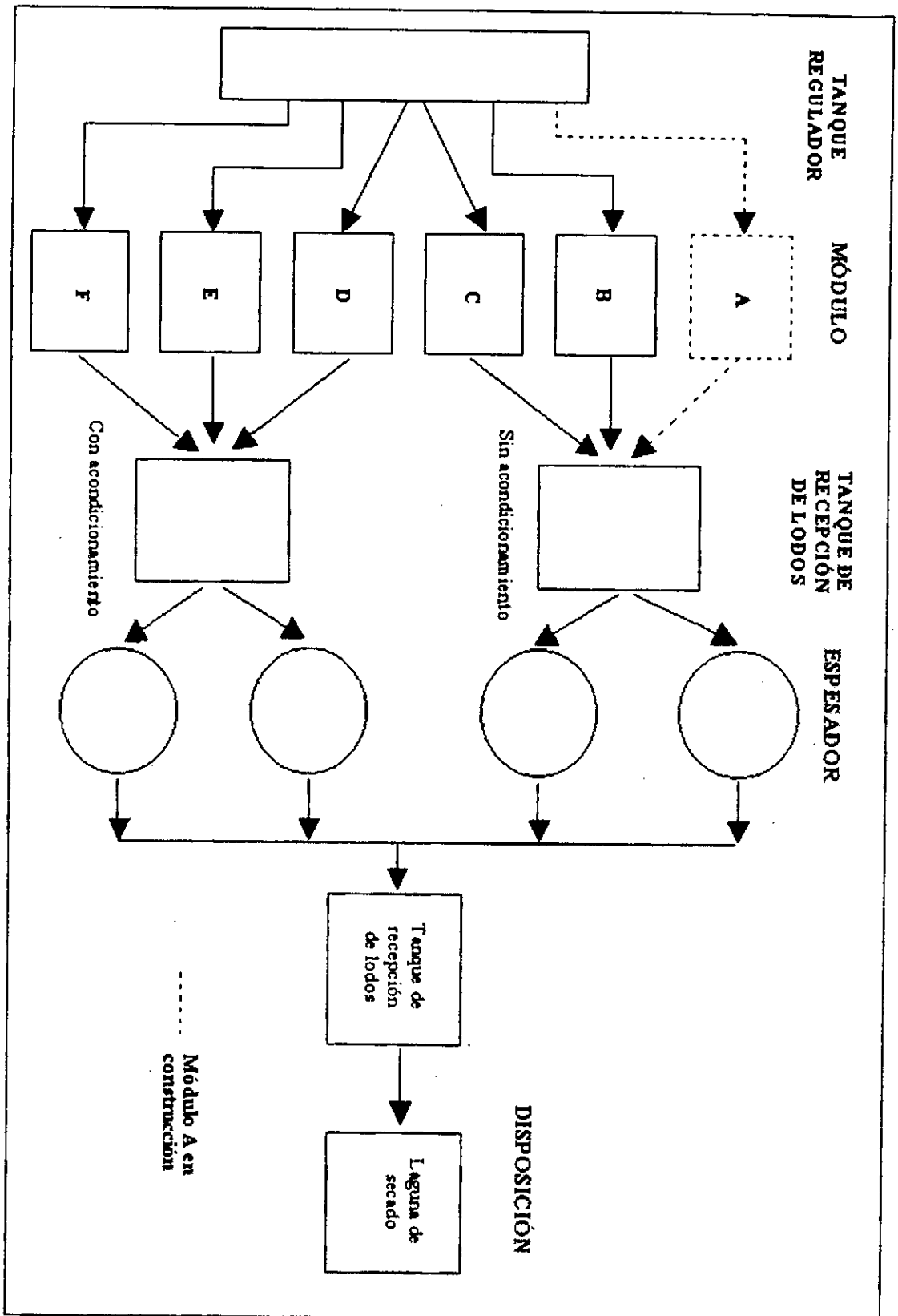


Figura 2.4 Diagrama del tren de tratamiento de lodos de la Planta Potabilizadora "Los Berros"

3. PROBLEMÁTICA EN EL ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE A LA CIUDAD DE MÉXICO

Los puntos más importantes de la problemática que conlleva el abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México están integrados por el agotamiento de los recursos hídricos de la cuenca del Lerma, los conflictos regionales, la ubicación de la Ciudad de México (valle cerrado a 2,200 m.s.n.m), aunado a que la Zona Metropolitana de la Ciudad de México no cuente con sitios adecuados para la captación y distribución del agua de lluvia, por estar localizada en la parte más baja del Valle y, sobre todo, los hundimientos progresivos del subsuelo de la Ciudad de México ocasionados por la extracción excesiva de agua de los mantos freáticos. Sin considerar la gran problemática poblacional que supone esta gran extensión urbana, ya que en la actualidad cuenta con cerca de 17 millones y medio de habitantes y el ritmo de crecimiento demográfico del área metropolitana es de 900 mil habitantes por año. Dicha población está distribuida a todo lo largo del Distrito Federal y en 28 municipios del Estado de México circundantes a éste, estos 17.5 millones de habitantes representan el 19.1% de la población total del país (Legorreta, *et al.* 1997 y DGCOH, 1997).

La administración de los servicios de agua y de desagüe en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) corresponde, en forma dividida, al Distrito Federal y al Estado de México; dentro de sus respectivos límites jurisdiccionales, cada entidad es responsable del abastecimiento de agua potable, así como de recolectar y disponer de las aguas residuales. Por su parte, la Comisión Nacional del Agua (CNA) tiene la responsabilidad de llevar el agua en bloque a las áreas de servicio, operar la mayoría de los pozos profundos de abastecimiento y organizar aquellos aspectos relativos a los trabajos hidráulicos que tengan por objeto conducir el agua desde las cuencas vecinas (Casasus, 1994).

La zona metropolitana consume aproximadamente 62 m³/s; 35 en el Distrito Federal y 27 en los municipios conurbados a la Ciudad de México. El agua de la ciudad proviene principalmente de un manto acuífero localizado en el Valle que provee 42 m³/s. Los 20 m³ restantes son provistos por fuentes externas.

En el caso del Distrito Federal para satisfacer la demanda de los 8.57 millones de habitantes en el año de 1997 ingresaron al sistema de agua potable 34.785 m³/s provenientes de fuentes externas e internas, de los cuales 9.942 m³/s tuvieron su origen en el sistema Cutzamala, 4.889 m³/s en el sistema Lerma, 1.294 m³/s en pozos particulares y manantiales dentro del Distrito Federal, los restantes (18.659 m³/s) provienen de fuentes internas de los sistemas norte, sur, centro, oriente y

poniente del Distrito Federal, que corresponden a los manantiales, el gasto de la planta potabilizadora Magdalena y la extracción de agua a través de pozos ubicados dentro del mismo Distrito Federal (DGCOH, 1997).

De manera proporcional los gastos se reparten de la siguiente forma: el 56% proviene del acuífero del Valle de México, 28% del sistema Cutzamala, 14% del sistema Lerma y el restante 2% de manantiales y del río Magdalena, localizados éstos al sur y poniente de la ciudad (DGCOH, 1997).

Para el año 2010, y llevado a cabo los programas propuestos en el Plan Maestro de Agua Potable, se calcula que la demanda será aproximadamente de 28.223 m³/s en el Distrito Federal. El sistema Cutzamala estará operando su cuarta etapa, incrementando su aportación en 2.5 m³/s. En 1997 se produjeron en la Ciudad de México 21.51 m³/s de agua residual, existiendo infraestructura instalada para tratar 5.85 m³/s. Sin embargo, el nivel de producción tan sólo fue de 3.94 m³/s; de este caudal 0.425 m³/s se reusaron en el rubro urbano-industrial (DGCOH, 1997).

Según el censo de 1990, el 94% de los 16 millones de habitantes de la Zona Metropolitana del Valle de México reciben el servicio a través de redes de distribución conectadas directamente a las casas, o bien a una toma común de distribución en el vecindario (INEGI, 1991). En el Distrito Federal hay un nivel de servicio de abastecimiento más alto (97%) que en el Estado de México (90.5%). Los valores promedio de uso per cápita, reportados para el Distrito Federal y el Estado de México son de 364 y 230 litros diarios, respectivamente. Las autoridades atribuyen el hecho de que el uso per cápita sea superior en el Distrito Federal debido a su mayor desarrollo y actividad industrial y comercial.

A pesar de la aguda escasez que enfrenta la ciudad, el consumo per cápita es muy desfavorable si se compara con el consumo de ciudades europeas, que gracias a un manejo eficiente del recurso, tienen un consumo per cápita de unos 200 litros diarios, pero no es excesivo cuando se equipara con el de los Estados Unidos que varía de 250 a 1120 litros por día, con un promedio diario de 660 litros (Casasus, 1994).

Un aspecto importante del servicio de agua es el monto no registrado de pérdidas debidas a fugas en el sistema de distribución. El estimado de 15 % de las pérdidas ha sido empleado por la Comisión Nacional del Agua en México, para fines de planeación; sin embargo, esta misma Comisión, acepta que las pérdidas de agua por filtraciones en la ZMVM fluctúan de manera muy amplia y que éstas podrían llegar a ser del 40% en algunas porciones del área de servicio (National Research Council, 1995).

3.1 FUENTES DE AGUA

Actualmente, el uso de agua en la ZMVM es de aproximadamente 62 m³/s (DDF, 1992; Comisión Estatal de Agua y Saneamiento, 1993). Aproximadamente 40 m³/s, casi el 65% del agua utilizada, se obtiene de distintas baterías de pozos que se encuentran explotando el acuífero de la Cuenca de México, aunque se han reportado tasas de extracción ligeramente mayores (45 m³/s). (Tabla 3.1). En conjunto, el Distrito Federal y el Estado de México tienen 1,089 pozos registrados, a profundidades que van de 70 a 200 metros. Esta cifra no incluye los pozos de mayor profundidad, operados por la CNA o el gran número de pozos no registrados, muchos de los cuales se encuentran en el Estado de México. Los pozos se localizan por lo general en cuatro campos diferentes, ubicados en el interior y los alrededores de la ZMVM. Se les conoce como campos de pozos Sur (Xochimilco), Metropolitano, Este, (región de Texcoco) y Norte. Fuentes de abastecimiento de agua relativamente menores, pero importantes a nivel local, se derivan de las aguas superficiales de la cuenca, en gran medida represas de pequeños ríos y manantiales superficiales. El agua traída de las cuencas del Cutzamala y el Lerma contribuyen con alrededor de un 33% al abastecimiento total. Las cantidades que aporta cada una de las fuentes de agua se muestran en la Tabla 3.1. Excepto en el caso del río Magdalena y la presa Madin, las mismas fuentes de agua en bloque dan servicio a las áreas metropolitanas del Distrito Federal y el Estado de México (DDF, 1992; Comisión Estatal de Aguas y Saneamiento, 1993).

El agua superficial de la Cuenca del Valle de México contribuye sólo con alrededor del 2% (1.4 m³/s) al abastecimiento de agua de la ZMVM. El río Magdalena proporciona el agua para el Distrito Federal, mientras que la presa Madin, en el río Tlalnepantla, abastece al Estado de México.

Tabla 3.1. Fuentes de abastecimiento de agua potable para la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (Comisión Estatal de Aguas y Saneamiento, 1993)

Fuentes de agua en bloque	Distrito Federal	Estado de México	Total
	(m³/s)	(m³/s)	(m³/s)
Cuenca del Valle de México			
Campo de pozos	20.7	19.3	40.0
Río Magdalena	0.2	-	0.2
Presa Madin	-	0.5	0.5
Manantiales y arroyos	0.5	0.2	0.7
Fuentes Importantes			
Río Cutzamala	10.0	5.0	15.0
Campos de pozos del Lerma	4.3	1.0	5.3
Abastecimiento total de agua	35.3	25.0	61.7

En esta tarea de abastecimiento de agua a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, se cuenta, desde hace algunos años, con programas que pretenden conservar los caudales actualmente suministrados, así como la construcción de nuevos pozos en los asentamientos que no cuentan con la interconexión a las redes de distribución.

Aunado a lo anterior, se considera fundamental el tratamiento de aguas residuales y su reuso en la industria, riego y otros servicios, con lo que se libera las aguas limpias para su uso exclusivamente doméstico, o bien reducir la sobreexplotación de los acuíferos, para lo cual se dispone de diversos proyectos, entre los que se encuentra la Planta Lechería, construida para aportar un caudal de 400 l/s a fin de intercambiar estas aguas por las del subsuelo que actualmente utiliza la Termoelectrica Jorge Luke en el Estado de México.

3.1.1 ASPECTOS FÍSICOS DE LA CUENCA DEL RÍO CUTZAMALA

La cuenca del río Cutzamala está situada entre los 19° 50' y 18° 35' de latitud norte y los 99° 45' y 100° 50' de longitud oeste; su área hasta la estación Ixtapilla, es de 12,727 km².

Esta cuenca abarca los Estados de Michoacán, en la parte oeste; de México, por la parte este; y una pequeña porción de Guerrero, en la parte suroeste. Su cauce principal es el río Cutzamala que tiene una longitud aproximada de 262 km, iniciando a una elevación de 2,725 m.s.n.m., al este de Morelia, Michoacán y descendiendo hacia el suroeste con el nombre de Taximarao; 9 km adelante recibe al río Agostitlán, cambiando su nombre a río Turundeo, mismo que mantiene hasta su confluencia con el río Chiquito, donde le dan el nombre de río Tuxpan; modifica el rumbo al suroeste y capta las importantes contribuciones del río Zitácuaro, tomando este nombre. Aguas abajo al río Tilostoc y, a partir de esta confluencia, toma el nombre de río Cutzamala, con el que se conoce hasta su confluencia con el río Balsas (DGCOH, 1989). (Figura 3.1).

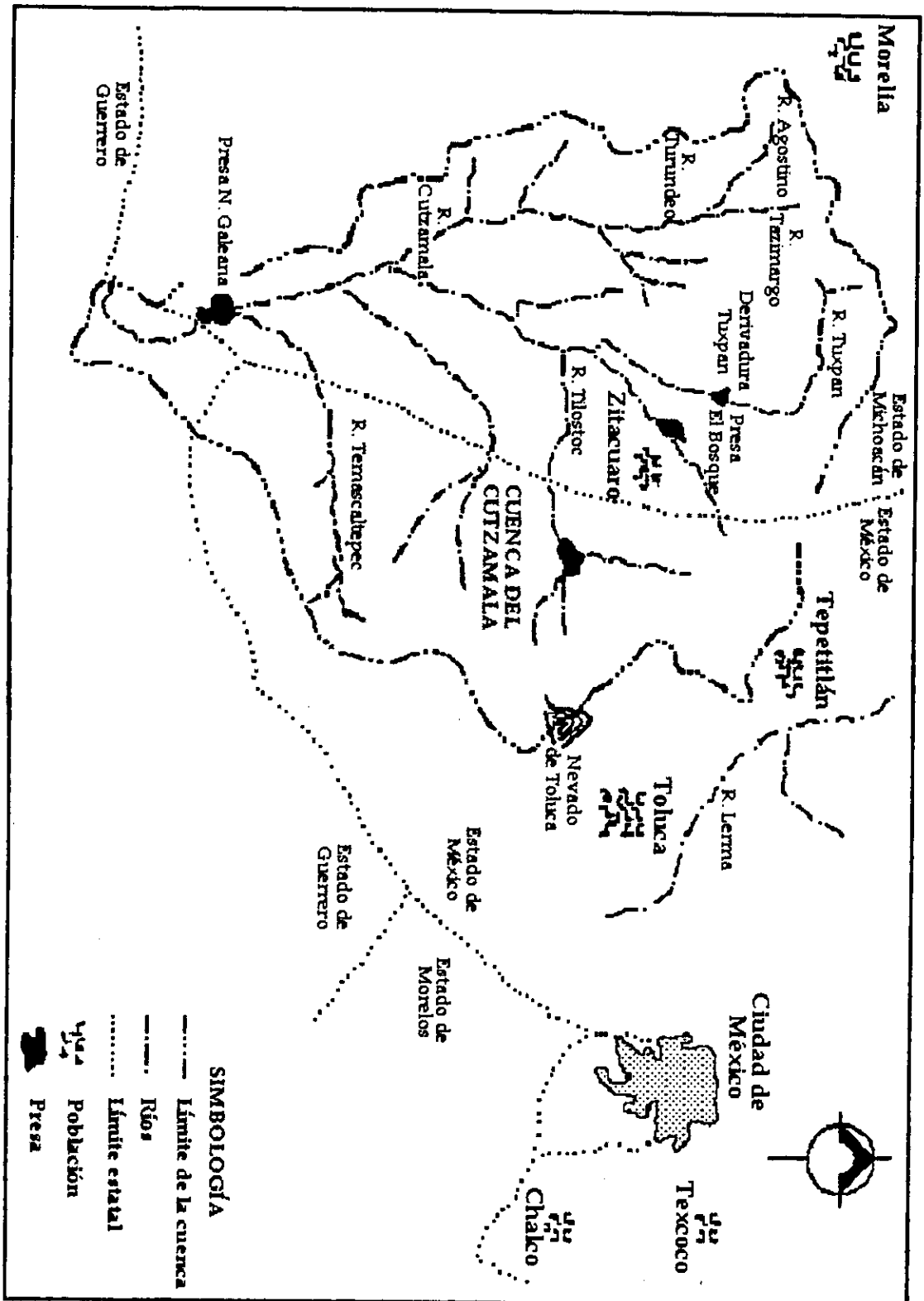


Figura 3.1. Cuenca del Río Cutzamala

3.2 EL SISTEMA CUTZAMALA

El Sistema Cutzamala es la mayor obra hidráulica para abastecimiento de agua potable de nuestro país, con la que se atiende el incremento de la demanda, provocada por el crecimiento de la población de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) (CNA, 1997).

Este sistema tiene capacidad para suministrar a la ZMVM hasta 24 m³/s y actualmente solo procesa en promedio 16 m³/s de agua potable, de los cuales 10.5 m³/s son para el Distrito Federal y 5.5 m³/s para el Estado de México. Lográndose este cometido al aprovechar las aguas de la cuenca alta del río Cutzamala, provenientes de las presas Tuxpan y El Bosque, en el Estado de Michoacán, Colorines, Ixtapa, Del Oro, Valle de Bravo y Villa Victoria en el Estado de México, que anteriormente formaban parte del Sistema Hidroeléctrico Miguel Alemán, así como de la presa Chilesdo, que se construyó para aprovechar las aguas del río Malacatepec (DGCOH, 1997) (Figura 3.2).

Las aguas de este sistema son las mismas que anteriormente se utilizaron para la generación de energía eléctrica; únicamente se realizó un cambio en su uso, dejando reserva de 3 m³/s para generación de energía en las horas de mayor demanda y otro tanto para atender las demandas locales, tanto actuales como futuras, que requiere el desarrollo agrícola e industrial de la región (DGCOH, 1989).

Se integra también por un acueducto de 140 km que incluye 19 km de túneles y 7.5 km de canal; una planta potabilizadora con capacidad de 24 m³/s; seis plantas de bombeo, las cuales operan en forma de "cascada" (esto significa que la variación de un parámetro hidráulico en una de ellas se refleja en las otras, hacia delante o hacia atrás) (Hernández, 1988); y cuya operación requiere una energía total de 1,650 millones de kilowatts/hora por año (suficientes para alumbrar una ciudad de más de 300 mil habitantes, como la ciudad de Puebla). Estas plantas de bombeo en conjunto vencen un desnivel de 1,366 metros (8 veces la altura de la Torre Latinoamericana). Asimismo, dispone de importantes obras de seguridad, como un vaso de regulación horaria para el envío de agua a la planta potabilizadora, un tanque de almacenamiento de agua potable y dos líneas de conducción alternas al canal abierto y 24 km de túneles dentro de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México que corresponden a los Ramales Norte y Sur, de 12.5 y 11.5 km respectivamente, para la distribución del agua a los municipios conurbados del Estado de México y del Distrito Federal (Figura 3.3) (CNA, 1997 y DGCOH, 1989)

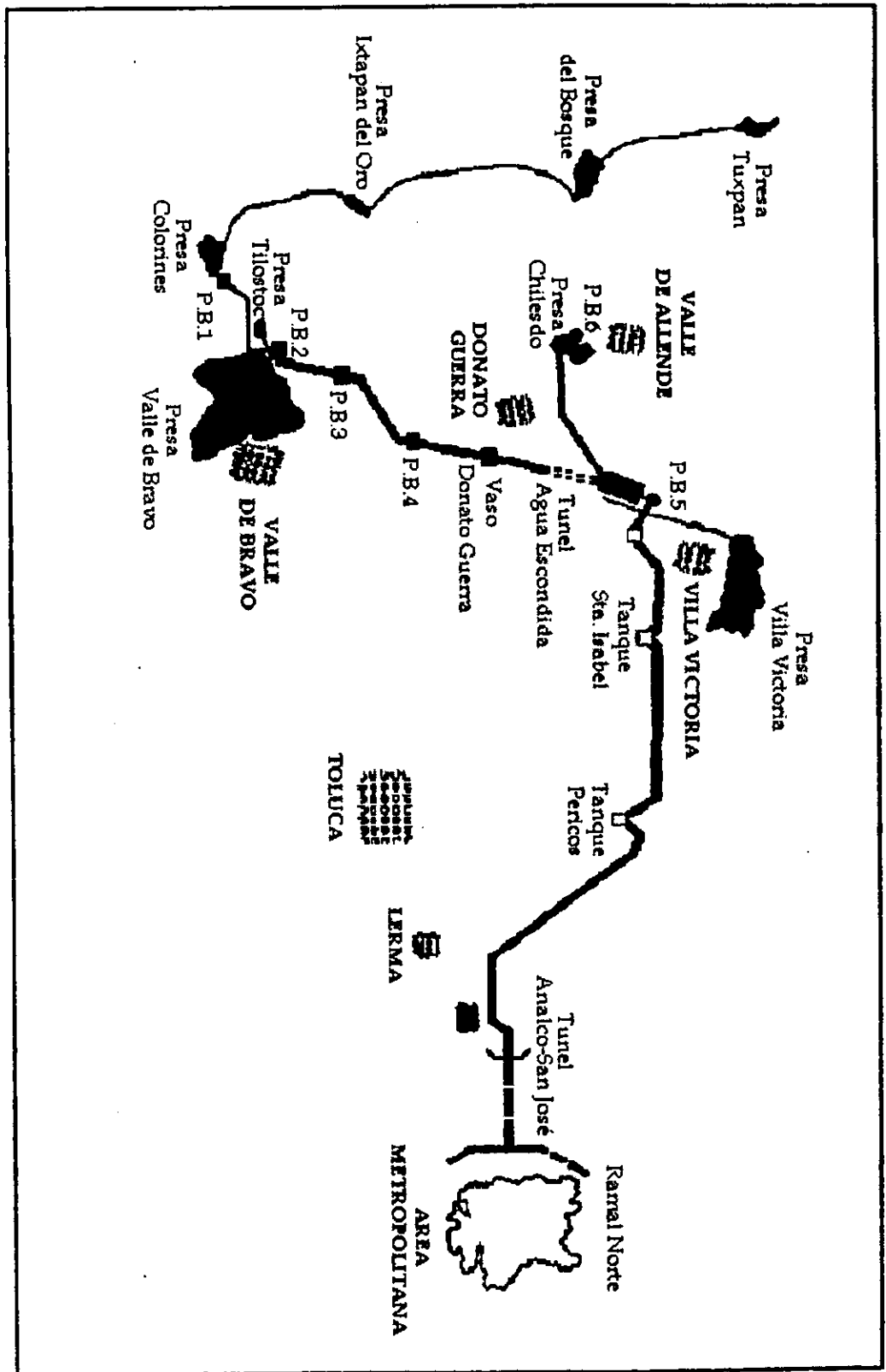


Figura 3.2. Croquis del Sistema Cutzamala

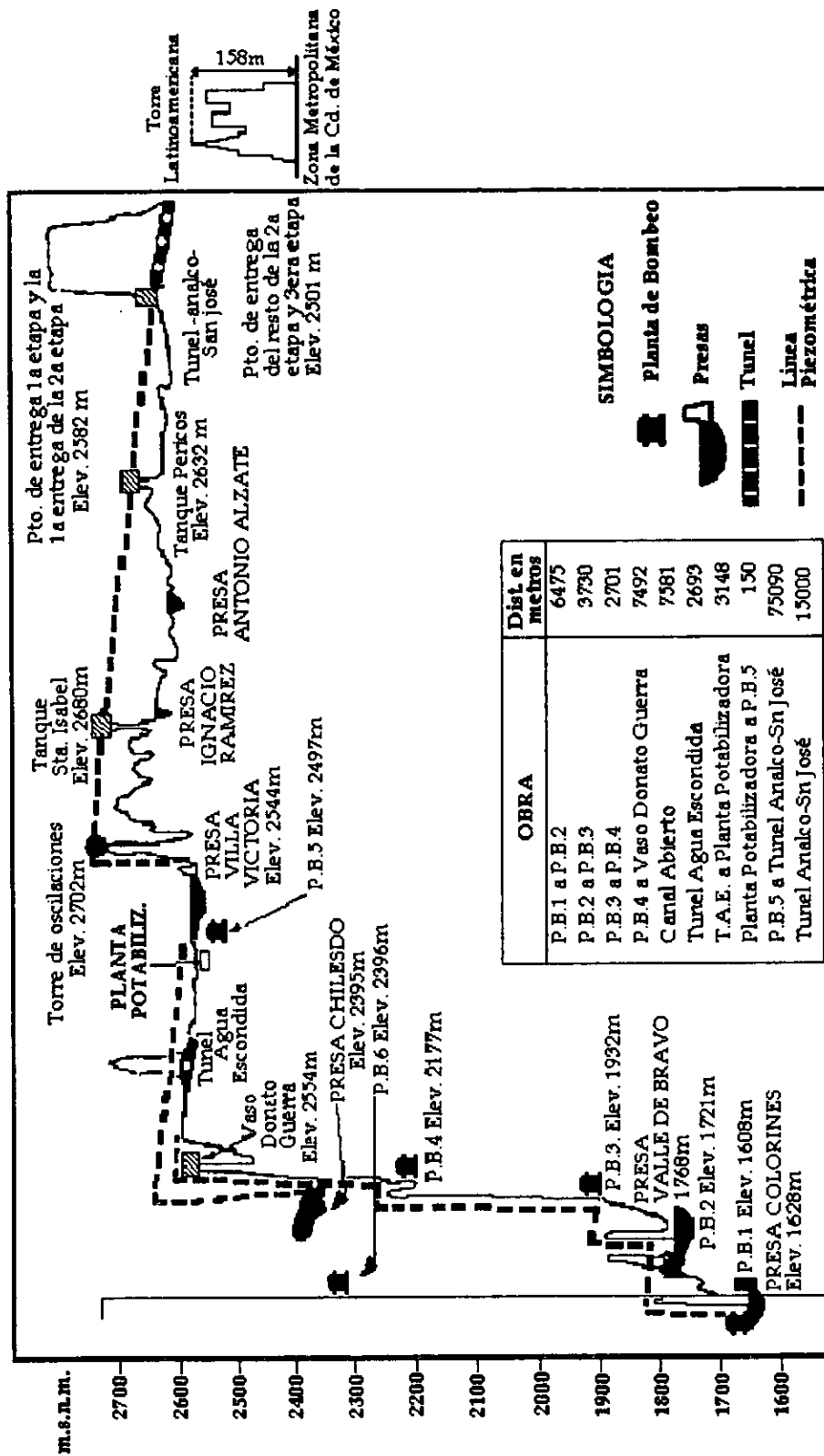
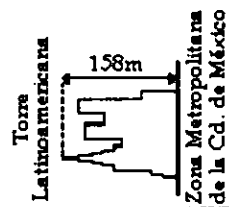


Figura 3.3. Perfil del Sistema Cutzamala



La construcción de este importante sistema, se inició en 1976 por la entonces Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), a través de la Comisión de Aguas del Valle de México, y el proyecto fue planeado en tres etapas y una de las mayores dificultades que se debía vencer no era tanto la distancia a cubrir para conducir el agua hasta la ciudad (alrededor de 130 kilómetros) sino que algunas presas se localizaban en cotas muy por abajo de ésta, lo cual implicó una considerable inversión para elevar el líquido por bombeo (Figura 3.3).

- La primera etapa inició su operación en 1982, aportando 4 m³/s captados en la presa Villa Victoria, mediante el canal Héctor Martínez de Meza de 13 km de longitud, que por gravedad lleva esta agua hasta la planta potabilizadora Los Berros y después a la planta de bombeo No. 5, enviándose de este lugar a la ciudad de México con un bombeo de solamente 174 m para conducir el agua a través de un acueducto de tubería de concreto preesforzado de 2.50 m de diámetro y 12 m³/s de capacidad, con una longitud de 77 km, atravesando la Sierra de las Cruces en la parte noroeste del Área metropolitana mediante el Túnel Atarasquillo - Dos Ríos, que conducen también las aguas del Alto Lerma, iniciándose en Dos Ríos la distribución del agua (DGCOH, 1996).

- La segunda etapa, en operación desde 1985, capta 6 m³/s de la presa Valle de Bravo, requiriendo un bombeo de 822 m, con tuberías de acero de alta y baja presión cuyos diámetros fluctúan entre 1.83 y 3.27 m, así como las plantas de bombeo 2, 3 y 4 para vencer cargas de 122, 350 y 350 m, respectivamente y este caudal de 6 m³/s es transportado a través de una línea de conducción de 29 km hasta el canal abierto Donato Guerra, con longitud de 7.5 km, pasando después al túnel Agua Escondida, de 3 km de longitud, continuando la conducción mediante dos líneas de tubería de concreto hasta la planta potabilizadora Los Berros.

Para introducir el agua de esta segunda etapa al Valle de México, atravesando la serranía de las Cruces, se llevó a cabo la construcción del Túnel Analco - San José, de 16 km de longitud y capacidad de hasta 34 m³/s en previsión de futuros proyectos de abastecimiento.

También se cuenta con el Vaso Donato Guerra con capacidad aproximada de 300,000 m³ que funciona como regulador, enviando por gravedad hasta 19 m³/s a la planta potabilizadora, para asegurar en ésta, un suministro continuo durante las 24 horas, ya que el proyecto contempla el uso combinado de las Presas Valle de Bravo y Colorines para permitir de esta manera, la generación de energía eléctrica durante las horas de mayor demanda.

- La tercera etapa está integrada por los subsistemas Chilesdo y Colorines, para un aprovechamiento total de 9 m³/s. El primero se encuentra en operación desde enero de 1993, aportando 1 m³/s en promedio de la presa Chilesdo, venciendo una carga de bombeo de 275 m

mediante la Planta de Bombeo No. 6. La conducción desde esta planta de bombeo a la planta potabilizadora tiene un desarrollo de 12 km.

El Subsistema Colorines, puesto en marcha en enero de 1994, aporta 8 m³/s de las presas Tuxpan y El Bosque, en el Estado de Michoacán, e Ixtapan del Oro, en el Estado de México mediante su captación en la presa Colorines. Para ello, se construyó la planta de bombeo No. 1, Colorines, con una capacidad de 20 m³/s y 1 m³/s en la Presa Derivadora Chilesdo, que envía a la planta potabilizadora hasta 5 m³/s durante la época de avenidas mediante la Planta de Bombeo No. 6 que vence una carga de bombeo de 157 m; también se instaló la línea de conducción con longitud total de 2,370 m, que se conecta a la tubería de acero que sirve de salida al túnel El Durazno (CNA, 1997 y Hernández, 1988).

Con objeto de asegurar el suministro durante las interrupciones horarias, se construyó el Tanque Pericos, cerca de la Ciudad de Toluca, con una capacidad total de 200,000 m³ y se tienen en proyecto otros tanques en las cercanías de la Ciudad de México con el mismo objetivo (SARH, 1985; SARH, 1987; Torres, 1987).

Con la operación de este subsistema, se atenderán los incrementos anuales en la demanda hasta 1999 y, adicionalmente, permitirá abatir rezagos existentes y reducir la sobreexplotación del acuífero mediante la cancelación de pozos en el Valle de México.

El volumen de agua almacenado en las presas del sistema fluctúa entre 790 y 840 millones de metros cúbicos, lo que representa las dos terceras partes de la capacidad de la presa Chicoasen. De las ocho presas del sistema, la de Valle de Bravo, es la que está más sujeta a fuertes procesos de urbanización; descargan ahí aguas residuales, a pesar de los trabajos para construir drenajes perimetrales en sus orillas (Legorreta, 1997).

La planta potabilizadora Los Berros recibe los caudales captados por el sistema y permite que el agua suministrada a la ZMCM, sea de alta calidad, encontrándose dentro de las normas nacionales e internacionales de potabilidad al contar con laboratorios y sistemas computarizados de control que la convierten en un modelo único en su tipo. Su capacidad total es de 24 m³/s, con seis módulos de potabilización de 4 m³/s cada uno. En la actualidad únicamente se tienen habilitados cinco de estos módulos, los cuales tratan en promedio 15 m³/s los 365 días del año (Figura 3.4).



Figura 3.4. Planta Potabilizadora "Los Berros"

3.3 ACUEDUCTO PERIMETRAL DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Para hacer una distribución más eficiente y equilibrada del volumen de agua proveniente del sistema Cutzamala hacia las zonas periféricas de la ciudad e incrementar el abastecimiento de agua potable a los municipios conurbados del Estado de México, situados al norponiente de la Ciudad de México, mediante caudales provenientes del Sistema Cutzamala, la Comisión Nacional del Agua (CNA) continúa con la construcción del Acueducto Perimetral, denominado Macrocircuito (CNA, 1997).

En el año de 1983 se inició la construcción del Acueducto Perimetral de la ciudad de México y para diseñar, construir y operar esta magna obra, fue necesario dividir el proyecto en cuatro etapas (Mateos *et al*, 1997) (Figura 3.5):

Primera etapa: Ramal Sur

La construcción de esta etapa se inició en 1983 y concluyó en 1987. El proyecto inicia en el portal del túnel Ramal Sur, Analco - San José en el estado de México, continúa por el sur del Distrito federal en las delegaciones de Cuajimalpa y Alvaro Obregón y concluye en el portal de salida de la trifurcación Cerro del Judío en la delegación Magdalena Contreras. El diámetro de este conducto es de 4 m, su capacidad es de 25 m³/s y su longitud de 11 km.

Segunda Etapa: Cerro del Judío - Ajusco

La segunda etapa del Acueducto Perimetral se inició en 1987 y se concluyó en marzo de 1994, comprende el tramo de la trifurcación Cerro del Judío, en la delegación Magdalena Contreras, hasta el portal de salida del Ajusco, en la delegación Tlalpan. Esta etapa tiene un desarrollo de 9.9 km y el túnel de sección terminada con un diámetro de 4 m.

Tercera Etapa: Ajusco - San Francisco Tlalnepantla

A principios de 1997 se habían terminado 12 kms correspondientes a la tercera etapa del Acueducto Perimetral, cuya excavación se inició en la zona del Ajusco y terminó en la cuarta derivación ubicada en la zona de San Francisco Tlalnepantla.

Cuarta Etapa: San Francisco Tlalnepantla - Cerro del Teuhtli

En el largo plazo se tiene contemplado construir la cuarta etapa que comprende un tramo de 16 km, 9 km en túnel y 7 km en tubería de 1.82 m de diámetro, desde San Francisco Tlalnepantla hasta el cerro del Teuhtli, que suministrará de agua potable a la zona oriente y municipios conurbados del Estado de México, continuando el desarrollo del proyecto hacia el norte del Distrito Federal con un trazo paralelo a los límites con el Estado de México.

De este Macrocircuito han quedado terminadas las tres primeras etapas, en sus tramos Dos Ríos, Huixquilucan-Tanque Emiliano Zapata, Atizapán de Zaragoza, con una longitud de 31 km; tanque Emiliano Zapata, Atizapán de Zaragoza-Plata Barrientos, Tlalnepantla, con longitud de 11 km, y Planta Barrientos-Coacalco, con un desarrollo de 13.53 km.

A lo largo del trazo del Macrocircuito ya concluido se han edificado enormes depósitos cercanos a los poblados semirurales con la finalidad de abastecerlos del líquido; destacan San Andrés Totoltepec, el Ajusco y Topilejo. El tramo ahora en construcción dotará igualmente de agua a San Salvador Cuauhtenco, San Pedro Actopan y Milpa Alta, lo que permite beneficiar a 800 mil habitantes de las colonias: Lomas de Padierna, Héroes de Padierna, Pedregal de Chichitcaspatl, San Nicolás Totolapan, Pedregal de San Nicolás, Torres de Padierna y Ejidal del Pedregal en las Delegaciones Magdalena Contreras, Coyoacán, Alvaro Obregón y Tlalpan. Con la puesta en operación de las etapas 1 y 2 del Acueducto Perimetral se mejoró el suministro de agua potable en la zona surponiente del Distrito Federal. Una vez que entren en operación las etapas subsecuentes se lograrán beneficios similares para las zonas orientes y suroriente de la ciudad (DGCOH, 1997).

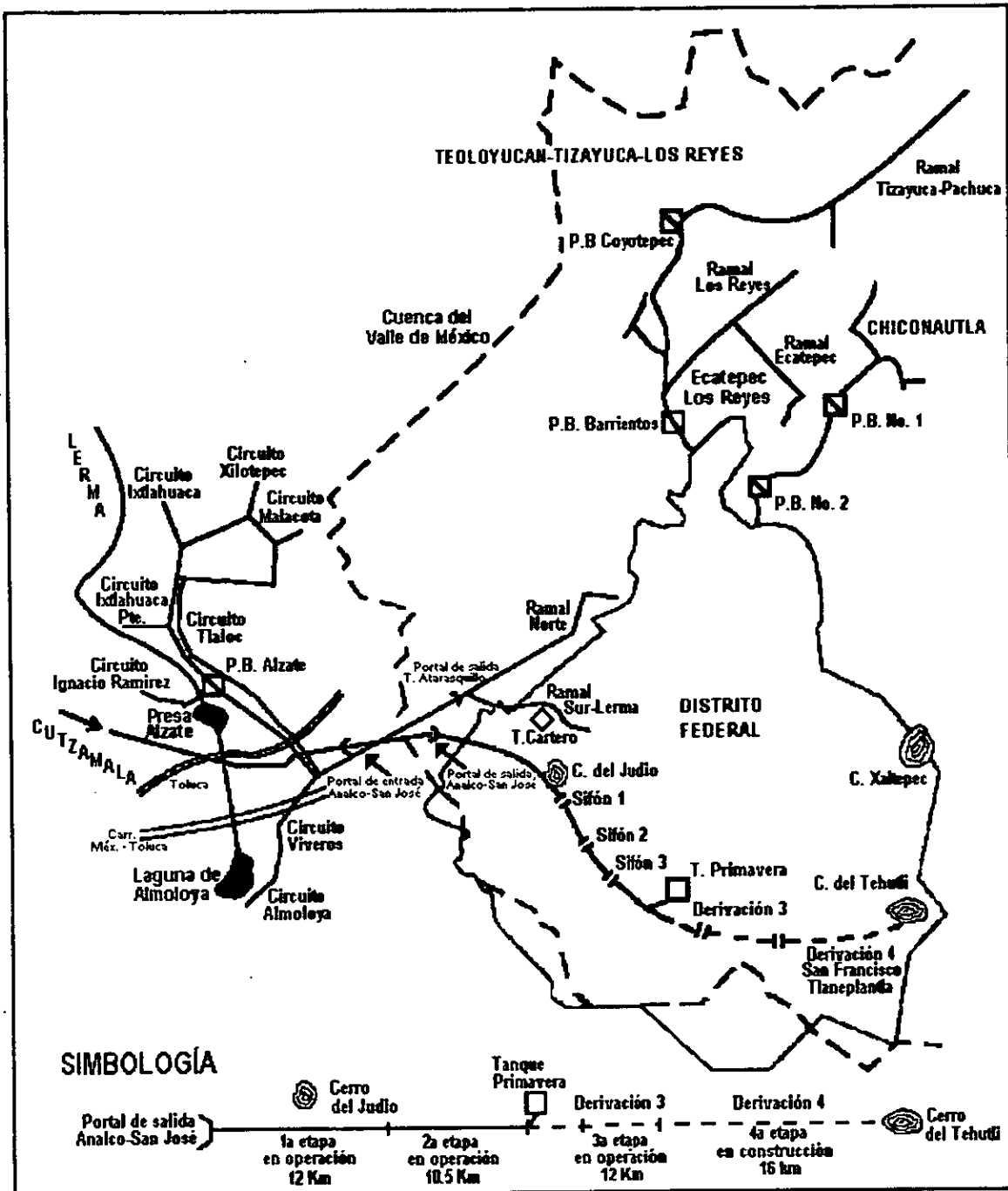


Figura 3.5. Trazo del Acueducto Perimetral (DGCOH, 1996)

4. ALUMINIO

Una gran cantidad de los lodos originados por descargas de plantas de tratamiento es desechada en ríos y lagos, por ejemplo, en 1984, un mínimo de 605,074 ton (548,820 ton métricas) de lodos, en su mayoría lodos con aluminio, fueron desechadas en las aguas superficiales de Estados Unidos (AWWA, 1986). Al ser las sales de aluminio uno de los principales coagulantes utilizados a nivel mundial (Hundt, 1986). Históricamente estos residuos han tenido una significancia ambiental pequeña y por ello se ha dudado en controlar estas descargas (Burrows, 1977; Novak, 1979; Vicory y Weaver, 1984). Sin embargo, cuando el aluminio se moviliza en lagos y ríos, se ha demostrado que es tóxico para la vida acuática (Freeman y Everhart, 1971; Burrows, 1977; Baker y Schofield, 1982; Schofield y Trojnar, 1980; Havas y Hutchinson, 1982; Witters *et al.*, 1984; Havas, 1985).

Los estudios referentes a la toxicidad del aluminio se han realizado, en su gran mayoría por medio de pruebas con peces, y en otros estudios se han utilizado algas (Rueter *et al.*, 1987; Peterson *et al.*; 1974; Call, 1984), zooplancton (Havas, 1985; Havas y Hutchinson, 1982) e insectos (Witters *et al.*, 1982), así como especies de peces dulceacuícolas, invertebrados, bacterias y algas, con lo que se ha generado una lista de especies en las cuales tiene efecto el aluminio (Burrows, 1977), así como en anfibios (Freda, 1989).

Uno de los efectos más estresantes asociados con el incremento de la exposición al aluminio bajo condiciones ácidas es el rompimiento de los mecanismos reguladores de iones y la consecuente pérdida de iones tisulares. Diferentes especies de peces, *dáfnidos* e insectos acuáticos inmaduros experimentan pérdida neta de sodio (Na^+) y iones cloro (Cl^-) bajo ciertas condiciones en presencia de aluminio, así como el bloqueo respiratorio, o efectos anatómicos y fisiológicos en los embriones de peces y anfibios (Burrows, 1977).

En intervalos de pH entre 4.0 y 5.2, el aluminio puede ser sumamente tóxico para peces a concentraciones tan bajas como 0.1 mg/l. El efecto tóxico se agudiza a pH de 5.0- 5.2 (Bodek, *et al.*, 1988). Concentraciones de aluminio entre 0.2 y 0.5 mg/l causan mortandad de la trucha de río (AWWA, 1991).

Las concentraciones de aluminio pueden variar considerablemente de agua dulce a agua salada, con concentraciones típicas de 300 ng/m³ y 2 mg/m³, respectivamente (Bowen, 1979; Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Es importante señalar que la concentración de aluminio tiene variaciones estacionales en cuerpos de agua. Una elevada contaminación con aluminio puede ser considerada

como causa de muerte en peces, especialmente en lagos contaminados con lluvia ácida (Hutchinson, 1983). La acidificación es resultado de la lixiviación del aluminio en el sustrato del lago y de las rocas circundantes.

Como consecuencia de esta contaminación ambiental, ciertas plantas se han encontrado con concentraciones de aluminio superiores a 100 ppm de aluminio soluble (Shackette, *et al.*; 1977). Se ha encontrado que algunas plantas comestibles contienen de 200-1500 ppm.

En el caso del suelo, la toxicidad del aluminio depende de su solubilidad y especiación, ambos son controlados por el pH del suelo. Este elemento es un importante amortiguador en suelos y agua, pero se ha encontrado que altas concentraciones a pH bajo tienen efectos tóxicos.

La toxicidad del aluminio en bosques empieza a concentraciones de 10 a 20 mg/l, y en cultivos comerciales la toxicidad se refleja a concentraciones de 0.1 a 0.5 mg/l. La unidad de volumen de la concentración se refiere al agua retenida por el suelo y está disponible para las plantas, es decir, la diferencia de agua retenida a capacidad de campo y a punto de marchitamiento permanente (Scheffer y Schachtschabel, 1992).

El aluminio afecta principalmente a las raíces finas y a las micorrizas. La relación Ca/Al y Mg/Al juega un papel importante en la toxicidad, con una relación 1-0.1 existe el riesgo de toxicidad, mientras que una relación < 0.1 la probabilidad de daño es pequeña (Scheffer y Schachtschabel, 1992). Los complejos de aluminio aumentan o disminuyen la fitotoxicidad, como es el caso de AlF_3 y especies hidroxilo, mono o polinucleares (Alva y Sumner, 1989). A pH bajo la especie Al^{3+} es la predominante, lo que aumenta la posibilidad de toxicidad (Wright, *et al.*, 1989). Los minerales del suelo influyen en la concentración y formas de aluminio en la solución del suelo (Alva y Sumner, 1989).

4.1 EFECTOS DEL ALUMINIO A LA SALUD Y AL AMBIENTE

Los desechos industriales, la erosión, la lixiviación de los minerales y suelos, la contaminación causada por el polvo atmosférico y la precipitación, son las vías principales por donde el aluminio entra en el medio acuático. El nivel de aluminio en el agua varía mucho, en algunos casos puede exceder de 10 mg/l en la vecindad de las plantas donde es elaborado (Sylvester, 1967). La concentración en un agua cualquiera se controla por medio del pH, por el tipo y concentración de agentes acomplejantes que pueden estar presentes, o por el estado de oxidación

de los componentes minerales y por el potencial redox del sistema; muchas aguas ácidas contienen niveles altos de aluminio en forma natural, quizá debido al proceso de lixiviación.

4.1.1 EXPOSICIÓN AGUDA

La toxicidad aguda por aluminio es poco probable, pero las formas solubles de cloruro de aluminio ($AlCl_3$), fluoruro de aluminio (AlF_3) o sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$) son potencialmente tóxicas. Las fuentes de exposición son generalmente por inhalación de polvo o partículas y/o por ingestión de alimentos y agua. La absorción por piel es insignificante, se estima que un adulto absorbe aproximadamente 15 mg. Las formas insolubles no tienen respuesta aguda medible.

4.1.1.1 ACCIDENTE EN CAMELFORD

El único caso hasta el momento reportado y documentado con que se cuenta sobre alguna intoxicación aguda con sulfato de aluminio, es el accidente ocurrido el 6 de julio de 1988 en una planta potabilizadora en Camelford, un poblado al sur de Inglaterra, en donde se vertieron accidentalmente 20 toneladas de solución líquida con sulfato de aluminio en el suministro de agua potable, el agua contaminada fue consumida por la población local, animales domésticos y del lago (Eastwood *et al.*, 1990). El sulfato de aluminio al incorporarse a la red de distribución del agua y formar una solución ácida disolvió los metales de las paredes de las tuberías de agua y acarreo la solución resultante a las casas de los residentes. Las altas concentraciones cuantificadas en el agua se observan en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Aluminio en Camelford, Inglaterra. Concentración de contaminantes (Eastwood *et al.*, 1990)

Parámetro	Concentración	Concentración Máxima Admisible
<i>Aluminio</i>	620 mg/l	0.2 mg/l
Cobre	22.5 mg/l	3.0 mg/l
Hierro	14.2 mg/l	0.2 mg/l
Plomo	460 µg/l	50 mg/l
Zinc	9.0 mg/l	5.0 mg/l
Sulfato	4500 mg/l	250 mg/l
pH	3.7	5.5

El incidente fue informado a la población 17 días después de ocurrido, a pesar de las continuas quejas de los residentes sobre dicha agua, y no obstante su desagradable sabor, una gran parte de la población bebió de esta agua y los efectos posteriormente reportados se observan en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2. Aluminio en Camelford, Inglaterra. Síntomas inmediatos (Eastwood *et al.*, 1990)

Dolor y úlceras en la boca	Náusea, vómito, sed
Diarrea	Dolor de cabeza, fatiga, malestar
Irritación de piel, salpullido	Dolor e irritación de ojos
Decoloramiento del cabello	Irritación de <i>eczema</i> , artritis

Estos síntomas no fueron a largo plazo, sin embargo, las personas que tomaron por un largo periodo de esta agua contaminada, han descrito continuamente síntomas que han producido un efecto debilitante o de deterioro en sus vidas (Tabla 4.3) (Eastwood *et al.*; 1990).

Tabla 4.3. Aluminio en Camelford, Inglaterra. Síntomas a largo plazo (Eastwood *et al.*, 1990)

Tipo de artritis en articulaciones y músculos
Memoria deficiente
Cansancio
Hipersensibilidad

4.1.2 EXPOSICIÓN CRÓNICA

En los años 70's, la toxicidad por aluminio fue reconocida como una causa de mortalidad significativa en pacientes con deficiencia renal crónica por las siguientes causas: *Síndrome encefalopático*, *Osteomalacia*, *Osteodistrofia* y *anemia microcítica*. La fuente de aluminio de estos pacientes fue el alto contenido de éste en el agua usada para diálisis y por ingesta de antiácidos, generalmente de aluminio.

4.1.2.1 EFECTOS NEUROLÓGICOS

Amplias evidencias indican que el Aluminio se acumula en varias áreas del cerebro, más notoriamente en la corteza cerebral, cerebro medio, médula, cerebelo (Klatzo, *et al.*, 1965, y Crapper, *et al.*, 1973) con mayores concentraciones en la materia gris que en la materia blanca (Alfrey, *et al.*, 1976, Berlyne, *et al.*, 1972). Intracelularmente, el Aluminio es encontrado en una larga extensión del núcleo celular (DeBoni, *et al.*, 1972, 1976, y Crapper-McLanchlan y DeBoni, 1980). Los nudos (*tangles*) neurofibrilares presentan una alta concentración de aluminio (Klatzo, *et al.*, 1965 y Terry y Pena, 1965).

Al incrementarse la acumulación de aluminio en el cerebro, se puede inducir una proliferación de elementos neurofibrilares en el sistema nervioso de varias especies, como son conejos y gatos. Cuando las concentraciones de aluminio en el cerebro exceden de $6\mu\text{g/g}$ de peso seco inducen en conejos el desarrollo de cambios fibrilares (DeBoni, *et al.*, 1976, Crapper y Tomko, 1975). Las ratas sin embargo, son extremadamente insensibles a la toxicidad del aluminio, ya que concentraciones mayores a $40\mu\text{g/g}$ de peso seco en cerebro de rata, no inducen ningún efecto neuropatológico observable.

4.1.2.1.1 ENFERMEDAD DE ALZHEIMER

La enfermedad de Alzheimer es un problema neurológico que afecta a las poblaciones humanas y es caracterizado por una pérdida progresiva de las funciones mentales, donde la pérdida de la memoria para hechos recientes es el trastorno más precoz y prominente. Estas se acentúan progresivamente, acompañadas de desorientación espacio-temporal y desintegración general de los procesos cognoscitivos (Petit, 1982, Ostrosky, 1998). Debido a las similitudes entre la enfermedad de Alzheimer y la intoxicación experimental con aluminio (como es la acumulación de material neurofibrilar en ciertas neuronas, una elevada concentración de aluminio en el cerebro y ciertos cambios a nivel conductual y neurológico), se presenta la posibilidad de una asociación entre la concentración de aluminio y la enfermedad de Alzheimer, ya que al realizar un análisis con espectrofotometría de absorción atómica se encontró que la fracción nucleosomal de cerebros con Alzheimer presentan un contenido de aluminio nueve veces mayor que los controles (Kruck, 1993).

Crapper y colaboradores mencionan que los pacientes con Alzheimer presentan altas concentraciones de aluminio en el cerebro y una mayor concentración en los núcleos y

heterocromatinas de las células, encontrando que el contenido de aluminio normal en el cerebro humano va del rango 0.1-3.9 mg/g de peso seco, mientras que en el tejido cerebral de 10 pacientes con *enfermedad de Alzheimer* se encontró que el 28% tuvieron una concentración de aluminio mayor a 4 mg/g (Crapper, 1976).

4.1.3 ENFERMEDAD DE LOS HUESOS

Los efectos tóxicos del aluminio en hueso se deben a la inhabilidad de los *osteoblastos* para realizar su función, a causa de la sustitución del calcio por aluminio, y por lo tanto decrece la formación de hueso y la mineralización de hueso extracelular, causando disfunción estructural (dolores y fracturas); estos efectos también se asocian con acumulación de aluminio en la superficie del hueso (Sherrard, 1986).

4.1.4 EFECTOS CARCINOGENICOS

Se ha encontrado que el Aluminio puede causar cáncer en algunos experimentos realizados con animales, sin embargo, estas pruebas no son suficientes para demostrar la carcinogenicidad atribuible únicamente al aluminio administrado por diferentes rutas, sin embargo, el aluminio en agua potable incrementó la *leucemia* y *linfomas* en animales.

La ausencia de evidencia epidemiológica sugiere que la exposición al aluminio no representa un riesgo carcinogénico para el hombre. Los datos de mortandad (Milham, 1979) en algunos trabajadores sugieren que los tipos de cáncer linfático, hematopoyético (especialmente linfomas malignos), y de pulmón pueden deberse a un origen ocupacional.

4.1.5 EFECTOS GENÉTICOS

El aluminio se puede ligar al *DNA* de algunas especies (Karlick *et al*; 1980; Morimura y Matsumoto, 1978; Johnson y Wood, 1990). Se encontraron concentraciones fisiológicas altas de aluminio muy enrolladas a la estructura del *DNA in vitro* (Rao *et al*; 1993). Esto podría alterar, exponer y ocultar diferentes regiones críticas en genes para expresión o regulación, si esto ocurriera *in vivo*.

El aluminio (como sulfato de aluminio) fue mutagénico en dos cepas del Género *Rhizobium* medido por inducción de resistencia al rifampicin (Octive *et al*; 1991). El aluminio incrementó la síntesis de DNA, también en el Género *Rhizobium* (Johnson y Wood, 1990) y fue mutagénico e indujo la separación de SOS de DNA en *E. coli* (Walker, 1985). El significado para estos resultados en seres humanos, no es claro.

4.1.5.1 EFECTOS TERATOGÉNICOS

Estudios *teratogénicos* con animales han demostrado que compuestos con aluminio muestran propiedades embriotóxicas dependiendo del número de factores como son la dosis y la ruta de administración, así como la etapa de la *embriogénesis* y el tiempo de tratamiento (Leonard y Gerber, 1988). Estos efectos embriotóxicos pueden estar relacionados con el hecho de que el aluminio induce un incremento en la síntesis de proteínas y un decremento en el contenido de RNA ribosomal. Esto puede ser causado por un puente creado por el aluminio hacia la cromatina nuclear o por interferencia con la polimerización microtubular (Deboni, *et al*; 1972).

Se ha demostrado que el aluminio puede causar malformaciones fetales en el pollo, por inyección (8-13 mg $AlCl_3$ /huevo) dentro del saco aéreo del huevo, después de 0, 1, 2 y 3 días de incubación (Galini y Chatzinoff, 1981).

En otros estudios realizados con fetos de rata, se ha visto que el aluminio puede cruzar la barrera placentaria y dentro de la placenta presentar acumulación del mismo (McCormack, 1978).

4.1.6 EFECTOS REPRODUCTIVOS

En el sur de Wales se realizó un estudio donde se encontró la correlación entre los niveles de aluminio en agua para beber y defectos de nacimiento relacionados al sistema nervioso central (Morton, *et al*; 1976). Los niños con defectos de nacimiento tuvieron altos niveles de aluminio (determinado por análisis de pelo) (Williams, *et al*; 1986). Estos resultados sugieren una asociación entre el aluminio y defectos de nacimiento, pero no se ha probado que sea causa y/o efecto.

Por la asociación que existe entre los niveles de aluminio en agua y los defectos de nacimiento, éste elemento está en la clase A- (no confirmado como peligro reproductivo humano).

En ratones alimentados con 1000 μg de aluminio/g de dieta, durante el periodo de gestación y lactancia, se encontró retardo en el crecimiento y durante la gestación, así como debilidad en rodillas

(Golub, *et al*, 1992). El aluminio como cloruro, también retrasa el desarrollo neuromotor de ratas (Bernuzzi, *et al*, 1986).

La concentración de aluminio en cerebros de fetos de ratones fue más alta en animales con dieta alta en aluminio. La dieta con altas concentraciones de aluminio retarda potencialmente el crecimiento por deficiencia de manganeso en la dieta (Golub, *et al*, 1993).

La inyección del aluminio dentro de fluido cerebro-espinal de gatos resultó en una progresiva encefalopatía con degeneración neurofibrilar y el incremento de aluminio intracelular (Elliott *et al*; 1978).

Estudios en animales han revelado que después de administrar aluminio intravenoso, ocurre hipercalcemia. Esto supone que dicho elemento puede producir la movilización de calcio esquelético (Henry, *et al*, 1984).

4.1.7 ÓRGANOS DE DISTRIBUCIÓN EN EL ORGANISMO

El aluminio se encuentra bien distribuido en el cuerpo, las concentraciones más altas se encuentran en piel, pulmones, traquea, próstata, glándulas suprarrenales y omento (Sorenson *et al*, 1974). Se cree que el 50% del aluminio está asociado a las proteínas del *plasma*, así como al tejido esquelético y en el *fluido sinovial* (Lione, 1985).

4.1.8 MECANISMOS TOXICOLÓGICOS

Se encontró que el 70-90% del total de aluminio está asociado a las proteínas del *plasma*; del 60-70% en proteínas de alto peso molecular y del 10-20% en la *albúmina*, esta alta afinidad del aluminio a las proteínas del plasma, sugiere también altos niveles de asociación de una gran variedad de proteínas de los tejidos al aluminio (Elliott, *et al*, 1978).

El aluminio inhibe las enzimas (Acido-delta-aminolevulinica sintetasa, uroporfirin, carboxilasa y ferroquelatasa) necesarias para la síntesis de la hemoglobina, resultando en anemia (Swartz, *et al*, 1987). El aluminio puede interferir con la actividad de la citocromo oxidasa, como también en los niveles de ATP. (Monteagudo, *et al*, 1989).

4.1.9 EXCRECIÓN

Se ha observado que el aluminio se absorbe escasamente en el tracto digestivo (Foulkes, 1990). Una vez absorbido el aluminio se elimina principalmente por los riñones y se excreta en la orina (Olin, 1990).

El aluminio que se ingiere, pero no es absorbido, se elimina en las heces fecales (Alfrey, 1986). Algo de aluminio es excretado en la bilis, pero esto no es claro, sin embargo, esta cantidad es clínicamente significativa. (Williams, *et al.*, 1986; Alfrey, 1986).

El tiempo medio normal del aluminio en el humano es de aproximadamente 8 hr. (Sjorgen, *et al.*; 1985), pero este puede ser más prolongado cuando está sujeto a una exposición crónica. Una pequeña porción del aluminio absorbido por los pulmones y la ingestión es excretada primeramente por la orina y otra parte por la bilis, la mayor parte del aluminio absorbido es excretado como $AlPO_4$ insoluble, contenido en las heces (Norseth, 1979).

4.2 QUÍMICA DEL ALUMINIO

La química acuosa del aluminio es extremadamente compleja, las formas moleculares (especies) y concentraciones de cada una de las especies dependen del pH, complejos y ligandos y un pequeño efecto de la temperatura y duración de la exposición (Sposito, 1996). Además el aluminio forma complejos incoloros por lo que no es visible y sólo mediante análisis químico se revela su abundancia y formas químicas. Estos factores hacen extremadamente difícil evaluar el riesgo hacia este elemento en la integridad ecológica debido a la variada toxicidad de cada una de las especies y a su concentración.

El estudio de la química del aluminio en ambientes acuáticos presenta dificultades debido a diversas razones:

1. El aluminio es *anfotérico*, presenta solubilidad en soluciones ácidas y básicas, pero no en soluciones neutras o en agua pura, de este modo el pH marca un importante parámetro cuando no puede ser controlado o monitoreado (USEPA, 1988; Burrows, 1977).
2. Los iones de aluminio tienden a formar complejas reacciones hidrolíticas con muchos ligandos o diferentes compuestos químicos, como son orgánicos, aniones mononucleares y moléculas neutras, formando sales que exhiben diferentes solubilidades (USEPA, 1988; Motekaitis y Martell, 1984).

3. El aluminio es muy abundante en el ambiente presentándose en altas concentraciones (Andelman, 1973).
4. La solubilidad del aluminio tiene varios grados, por ejemplo, rápidamente en complejos débiles y lentamente bajo condiciones de complejos fuertes, como son algunos compuestos orgánicos o en las formas minerales de la gibsita y bayerita (Baes y Mesmer, 1976).

El ciclo biogeoquímico del aluminio es complicado y poco entendido, sus transformaciones en agua, sólido/sedimento y biológicas se representan en la Figura 4.1.

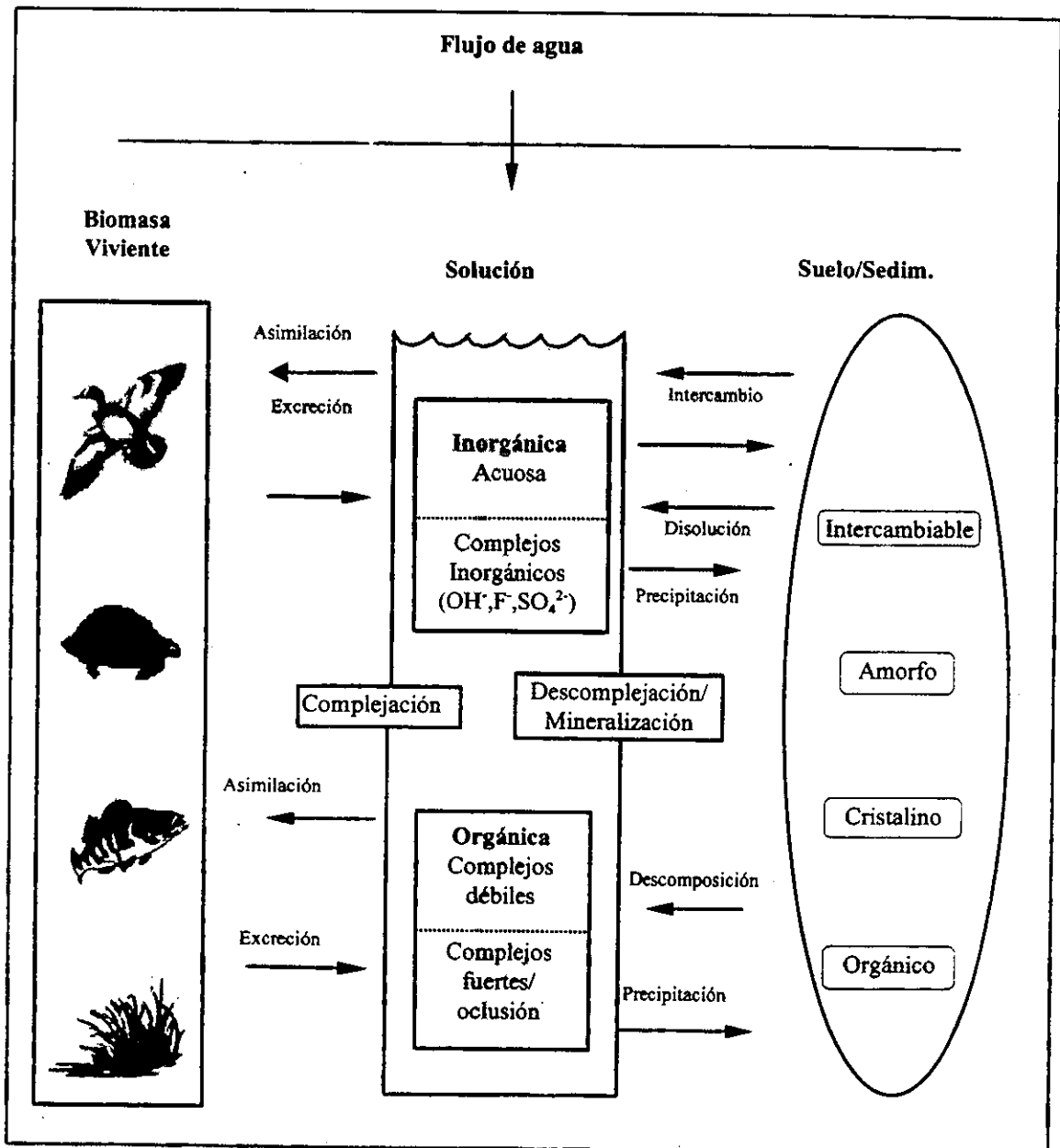


Figura 4.1. Representación esquemática del ciclo del aluminio (Sposito, 1996).

Este elemento es muy abundante en el suelo, representa 8.5% de su peso (Bodek, *et al.* 1988; Kabata-Pendias y Pendias, 1992, y Sposito, 1996). La forma Al^{3+} es la más importante desde el punto de vista ambiental y toxicológico (Baizze, 1993).

El principal mineral que contiene aluminio es la bauxita, $AlO_3 \cdot 3H_2O$, a partir de este mineral se produce alumina (Al_2O_3) que por medio de electrólisis se reduce a aluminio metálico. En el suelo abundan los aluminosilicatos, algunos de los cuales (arcillas) se utilizan en la fabricación de materiales cerámicos.

Es importante conocer las reacciones químicas y relaciones de solubilidad para predecir y corregir problemas ambientales causados por aluminio.

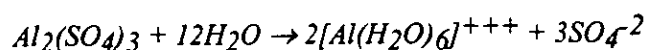
4.2.1 EL SULFATO DE ALUMINIO COMO COAGULANTE

Debido a que la coagulación con sulfato de aluminio se debe a la desestabilización de la materia coloidal, se hace preciso describir algunos aspectos tanto físicos como químicos.

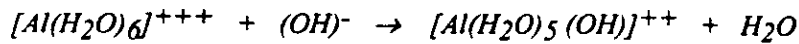
Las reacciones que se ven involucradas en la química de coagulación con el sulfato de aluminio [$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$], como el reactivo generalmente usado, se inician con la adición al agua para ser disociado como Al^{+3} y SO_4^- . El Aluminio Al^{+3} se combina con los coloides cargados negativamente para neutralizar parte de la carga de la partícula coloidal, con lo cual se reduce el potencial zeta a un valor donde la aglomeración de las partículas puede ocurrir. El Aluminio Al^{+3} puede también combinarse con el OH^- para formar hidróxidos de aluminio.

4.2.1.1 MECANISMO DE ACCIÓN DEL SULFATO DE ALUMINIO EN EL FENÓMENO DE DESESTABILIZACIÓN DE LOS COLOIDES

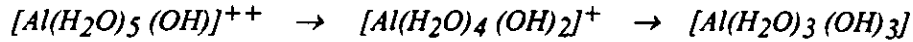
Cuando las sales de aluminio se encuentran en un medio acuoso los iones de aluminio están asociados a las moléculas de agua de la siguiente forma:



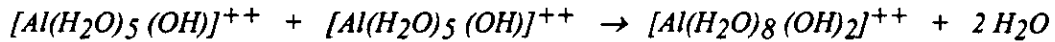
Los iones acuometálicos tales como el $Al(H_2O)_6^{+3}$ actúan como un ácido, es decir son donadores de protones, por lo que reaccionan con bases, como se muestra a continuación:



El $[Al(H_2O)_5(OH)]^{++}$ es un compuesto inestable y transitorio que se hidroliza reemplazando una molécula de H_2O por una de $(OH)^-$

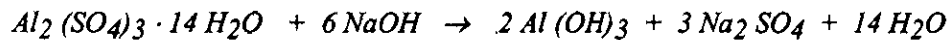


El producto final es un hidróxido de aluminio insoluble que precipita a cierto rango de pH y que puede no tener carga o tener una carga negativa $[Al(OH)_4]^-$. Stumm y Morgan, citados por Weber (1979), establecieron que las especies monoméricas (aquellas que contienen un solo ion de aluminio), se polimerizan reaccionando entre sí como se muestra a continuación:



Estas reacciones de polimerización continúan hasta formar compuestos tales como: $[Al_6(OH)_{15}]^{+3}$, $[Al_8(OH)_{20}]^{+4}$ y finalmente $[Al(OH)_3(H_2O)_3]$ ó $[Al(OH)_4]^-$ según el pH (Benefield, *et al*; 1982; Weber, 1979).

Los flocúlos de aluminio se forman por la reacción con álcalis para formar hidróxido de aluminio el cual es prácticamente insoluble a valores de pH menores de 9.0 (Cox, 1951).



4.2.2 EL PH EN LA COAGULACIÓN CON SALES DE ALUMINIO

El pH óptimo para remover los coloides varía con la naturaleza del agua, pero por lo general, en aguas naturales, el rango del pH es de 5.0 a 6.5.

El producto de solubilidad del $Al(OH)_3$ es de 1.9×10^{-33} , por lo que es completamente precipitado a niveles de pH por debajo de 5.0. Estos factores indican como es de esencial tener una alcalinidad residual durante la coagulación química, la cual constituye una desventaja.

Se ha mencionado que de acuerdo al pH se forman diferentes productos de hidrólisis. A este respecto podrían establecerse tres zonas:

- a) pH = 5 o menor, la especie predominante la constituyen iones hidratados de aluminio $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{+++}$, $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})]^{++}$, $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})]^+$. A pH = 4 o más del 90% del Al (III) presente en la solución está como: $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{+++}$.
- b) a pH entre 5 y 6.5 predominan compuestos poliméricos como $[\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}]^{+5}$, $[\text{Al}_8(\text{OH})_{20}]^{+4}$, etc. El mecanismo de coagulación en este caso se debe a la adsorción de estas especies en la superficie de los coloides, con la consiguiente reducción del potencial Z.
- c) a pH mayor que 6.5 predomina el hidróxido de aluminio $\text{Al}(\text{OH})_3$ (Cox, 1951; Weber, 1979).

De acuerdo con Stumm y O'Melia, citados por Benefield, *et al.* (1982), el aluminio trivalente ejecuta la desestabilización por dos mecanismos: 1) adsorción y neutralización de carga y 2) englobamiento por barrido de flóculos.

Para la descripción de la química acuosa del aluminio Chen, *et al.* (1976) utiliza un diagrama de pC-pH (concentración versus pH), el cual es una herramienta útil para la descripción de las especies metálicas en solución seguida de la adición de un coagulante en el agua tal como se muestra en la Figura 4.2 (Weber, 1979). Numerosas especies de aluminio cargadas positivamente (Al^{+3} , $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{+1}$ y $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{+4}$) y cargadas negativamente ($\text{Al}(\text{OH})_4^{-1}$) coexisten en equilibrio con el hidróxido de aluminio sólido ($\text{Al}(\text{OH})_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), el cual tiene una solubilidad mínima a un pH cercano a 6.2.

El aluminio es un ion metálico que fácilmente se hidroliza, por ejemplo, cuando se adiciona sulfato de aluminio al agua se produce una coordinación inmediata del ion aluminio con seis moléculas de agua ($\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{+3}$). La reacción de hidrólisis procede instantáneamente con la formación de polímeros ($\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{+4}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{+5}$), ambos se aproximan o alcanzan el estado de equilibrio.

La existencia de diversos monómeros cargados y polímeros está en función del pH y de la concentración de aluminio y puede ser precedido basado en el diagrama pC-pH. Las concentraciones de aluminio expresadas en la Figura 4.2 están en moles/L como aluminio (Al), donde 1 mol de aluminio es equivalente a 27 g de Al. A un pH cercano a 6.2, en el cual la solubilidad del Al es mínima, sólo existen 10^{-7} moles/L ($2.7 \mu\text{g/L}$) de Al en la forma soluble.

A pH = 4 coexisten numerosas especies de aluminio cargadas positivamente, tales como $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$, Al^{+3} y productos de polimerización cargados positivamente pueden presentarse en concentraciones por arriba de 10^{-2} moles/L (270 mg/L) como aluminio. Sin embargo, a pH = 7 la concentración máxima de aluminio soluble es aproximadamente 10^{-3}

moles/L (27 mg/L como Al). El Al(OH)_4^- es la especie predominante en el rango de un pH alcalino, aunque otras especies cargadas negativamente existen en bajas concentraciones.

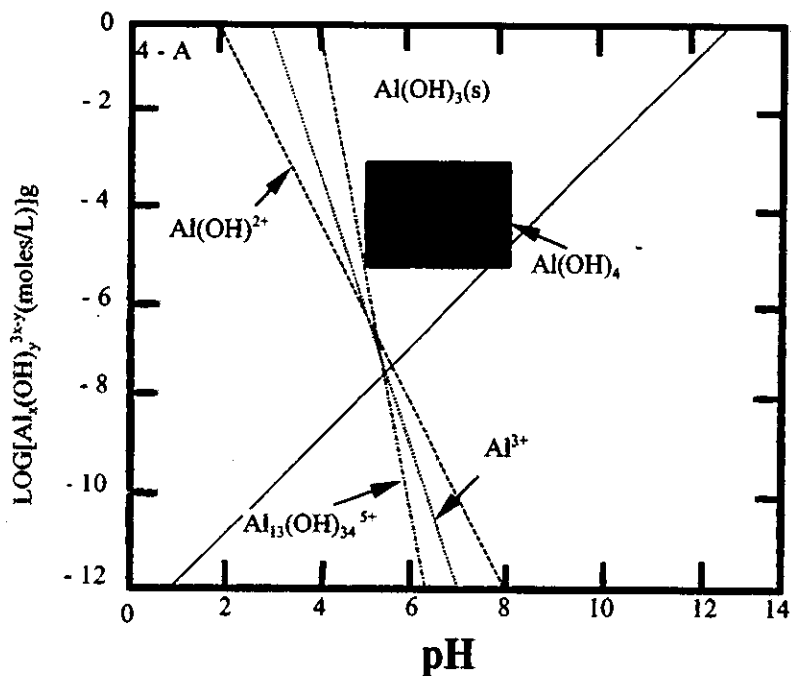


Figura 4.2. Diagrama de concentración vs. pH de las especies de aluminio en equilibrio con el hidróxido de aluminio sólido (Weber, 1979).

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS

Durante cada uno de los nueve muestreos se tomaron 5 muestras simples, en las que con el propósito de conocer las condiciones prevalecientes para el desarrollo de las pruebas y delimitar las características de las muestras, con el fin de comparar con la normatividad vigente, se analizaron los siguientes parámetros fisicoquímicos: *a) pH, b) Oxígeno disuelto, c) color, d) turbiedad, e) dureza, f) sólidos totales, g) sólidos disueltos, h) sólidos suspendidos e i) sólidos sedimentables.*

Los puntos de muestreo se escogieron con el fin de abarcar los pasos importantes del tren de tratamiento convencional para agua potable, es decir, llegada de agua cruda, lodos espesados con y sin polímero, lodos de la laguna de desecación y finalmente, el agua ya tratada, es decir, potable. Esto con el fin de establecer los niveles de toxicidad que cada una de estas muestras conlleva.

Se estableció una serie de muestreos abarcando gran parte de la época de lluvias y secas del periodo 98-99, realizándose cuatro muestreos en temporada de lluvias (2/jul/98, 4/sep/98, 25/sep/98 y 6/nov/98) y los cinco restantes en temporada de secas o estiaje (30/nov/98, 11/ene/99, 9/feb/99, 2/mar/99 y 12/abr/99).

La discontinuidad de los muestreos se debió principalmente al tiempo requerido para la realización de los bioensayos y análisis de parámetros fisicoquímicos.

Se realizó el análisis de cinco tipos diferentes de muestras, es decir:

- 1) *Agua cruda*
- 2) *Agua tratada*
- 3) *Lodo de la laguna*
- 4) *Lodo espesado sin polímero*
- 5) *Lodo espesado con polímero*

Agua cruda. Agua de origen superficial que llega a la Planta Potabilizadora para su tratamiento desde el vaso de abastecimiento.

Agua tratada. Agua potabilizada lista para salir de la planta, que es muestreada en el tanque colector después de los filtros de arena.

Lodo homogéneo. Lodo espesado proveniente de la combinación de los lodos con polímero y sin polímero y vertido dentro de la laguna de desecación, el punto de muestreo se localiza a la salida de la misma.

Lodo espesado sin polímero. Lodos provenientes de los filtros de arena B y C que son vertidos en el tanque espesador No. 1 y 2.

Lodo espesado con polímero. Lodos provenientes de los filtros de arena D, E y F; que son acondicionados con polímero y posteriormente vertidos en el tanque espesador No. 3 y 4.

Se realizó el análisis completo de un total de 9 muestras totales (agua cruda, agua tratada, lodo homogéneo, lodo espesado sin polímero y lodo espesado con polímero), dichas muestras fueron obtenidas durante el periodo de secas y lluvias comprendido entre julio de 1998 y abril de 1999.

De cada una de estas muestras se realizaron pruebas de toxicidad aguda, crónica y de elongación de raíz, para establecer los niveles de confianza en los cuales las muestras causan efectos tóxicos.

5.2 DETERMINACIÓN DE METALES

Se realizó la determinación de Aluminio, Calcio, Manganeso y Hierro por Espectrometría de Absorción Atómica (EAA) y Espectroscopía de Emisión por Plasma de Acoplamiento Inductivo (PAI o ICP por sus siglas en inglés).

La Espectrofotometría de Absorción Atómica (técnica de flama), está considerada como una de las mejores técnicas para la determinación cuantitativa de la concentración de más de 67 elementos metálicos en cualquier material que pueda ser disuelto o compuesto en suspensión. Mientras que la espectroscopía de emisión, que utiliza Plasma de Acoplamiento Inductivo es considerada como un método rápido, sensible y conveniente para la determinación de metales en muestras de aguas limpias y residuales. En el caso del ICP su límite de detección estimado para el Aluminio es de 40 $\mu\text{g/l}$ y si se emplea el EAA su límite será de 0.1 mg/l (APHA, 1989).

La determinación de metales por medio de la espectroscopía de emisión de plasma se realizó de acuerdo al Método 3120 y la espectrofotometría de absorción atómica por el Método 3111,

siguiendo los lineamientos establecidos por los Métodos Standard para análisis de agua (APHA, 1989).

5.2.1 DETERMINACIÓN DEL METAL TOTAL

- Digestión fuerte de 45 ml de muestra con 5 ml de ácido nítrico concentrado
- Filtración y aforo a 50 ml de la muestra digerida
- Análisis con el Espectrofotómetro de Absorción Atómica e Inducción de Plasma

5.2.2 DETERMINACIÓN DEL METAL DISPONIBLE

- Acidificación débil con ácido nítrico suprapuro HNO_3
- Reposo de la muestra durante 24 horas
- La solución ácida se analizará con el Espectrofotómetro de Absorción Atómica e Inducción de Plasma.

5.3 PRUEBAS DE TOXICIDAD

De manera introductoria se definirán algunos conceptos importantes referentes a la toxicidad, definiéndose ésta como la capacidad inherente a un agente químico de producir un efecto nocivo sobre los organismos vivos, siendo la toxicidad la resultante de la concentración y del tiempo de exposición, modificado por variables como la temperatura, formas químicas y disponibilidad (APHA, 1989).

Toxicidad aguda: efecto letal u otro efecto producido en un tiempo relativamente corto, por lo general dentro de los cuatro días para peces o macrovertebrados y periodos más cortos (2 días) para organismos más pequeños (APHA, 1989).

Toxicidad crónica: efectos a largo plazo que pueden estar relacionados con cambios en apetito, crecimiento, metabolismo, y aun mutaciones o muerte (APHA, 1989).

Toxicidad Subcrónica: Conjunto de respuestas que no originan la muerte de los organismos, pero si pueden afectar algún proceso metabólico del mismo, disminuyendo su calidad de vida (APHA, 1989).

De las pruebas toxicológicas, las de tipo agudo se consideran como pruebas de toxicidad ecológicamente significativas, defendibles científica y legalmente, modestas en la capacidad predictiva, simples y de bajo costo (Buikema, *et al.*, 1982).

5.3.1 REQUISITOS GENERALES PARA LAS PRUEBAS DE TOXICIDAD

Los requisitos básicos y las condiciones deseables para las pruebas de toxicidad son según APHA (1989):

- a) Un aporte abundante de agua de calidad deseada
- b) Un adecuado y efectivo sistema de corriente de agua construido con materiales que no contaminen ni absorban
- c) un espacio idóneo con un equipo de mantenimiento, cultivo y pruebas, bien planeado y accesible y
- d) una adecuada fuente de organismos de experimentación sanos

De acuerdo con la definición de toxicidad, se requiere la interrelación de tres elementos que da como resultante el efecto tóxico (Albert, 1997).

1. Un agente químico capaz de producir un efecto.
2. Un sistema biológico con el cual el agente pueda interactuar para producir el efecto.
3. Un medio por el cual el agente y el sistema biológico puedan entrar en contacto o interactuar.

Las sustancias tienen toxicidad diferente; así, para producir determinado efecto, en este caso la muerte, evaluada a través de la DL₅₀, se necesitan dosis diferentes para cada una de las sustancias. Con base en esto, y considerando la dosis letal probable por vía oral para el hombre, los compuestos se pueden clasificar de acuerdo a su toxicidad (Tabla 5.1).

Tabla 5.1. Grados de toxicidad

GRADOS DE TOXICIDAD	DOSIS LETAL PROBABLE PARA HUMANOS
Prácticamente no tóxico	15 g/kg
Ligeramente tóxico	5 - 15 g/kg
Moderadamente tóxico	0.5 - 5 g/kg
Muy tóxico	50 - 500 mg/kg
Extremadamente tóxico	5 - 50 mg/kg
Supertóxico	5 mg/kg

A menudo se utilizan niveles umbrales o aquellos niveles donde no se han observado efectos adversos, para establecer las reglamentaciones en el uso de las sustancias químicas, excepto en el caso de sustancias carcinogénicas o mutagénicas. Ningún agente químico es totalmente seguro o peligroso por sí mismo, es la cantidad utilizada, condiciones de uso y la susceptibilidad del organismo involucrado las que determinan el grado de seguridad o riesgo.

Para evaluar la toxicidad de un agente químico se necesita información, no sólo sobre los efectos producidos luego de una exposición aguda, sino también de aquellos que son producidos luego de una exposición subaguda, o bien, el efecto de una exposición crónica.

Rand y Petrocelli (1985), señalan que los estudios toxicológicos de tipo biológico, presentan ciertas ventajas sobre los de tipo fisicoquímico, debido a que permiten medir el grado de desequilibrio ecológico, ya que los organismos reflejan las alteraciones causadas por el o los contaminantes, por lo que es más revelador y menos aleatorio que la información obtenida de los análisis fisicoquímicos, que en ocasiones son difíciles de interpretar por la concentración fluctuante de los compuestos tóxicos, que es el resultado de la variante descarga y/o dilución de los mismos.

Criterios como la sensibilidad, fácil manejo en laboratorio y contar con suficientes datos sobre fisiología, taxonomía, genética y el comportamiento, son tan importantes que en ocasiones algunos organismos acuáticos son considerados como estándar para el desarrollo de pruebas de toxicidad (Rand y Petrocelli, 1985).

Estos organismos incluyen a la pulga de agua *Daphnia spp.*; al pez de agallas azules *Lepomis macrochirus*; al pez *Pimephales promelas*; a la trucha arcoiris *Salmo gairdneri*; al camarón misidáceo *Mysidopsis spp.* y al pez *Cyprinodon variegatus*, entre otros (Rand y Petrocelli, 1985). Inclusive, se han empleado algas y plantas superiores en las pruebas de toxicidad (López, 1975).

5.3.2 PRUEBAS DE TOXICIDAD PARA ORGANISMOS ACUÁTICOS

El incremento en la actividad antropogénica ha dado como resultado que diferentes ecosistemas acuáticos sean dañados, por la generación de factores como la disminución en la producción de oxígeno, el almacenamiento de carbono, la regulación del clima y la producción de alimentos están disminuyendo.

De tal forma que es importante analizar las características físicas, químicas y fisicoquímicas del agua, ya que la biota acuática puede interactuar con todo lo que está presente en el ecosistema, bajo las condiciones ambientales que prevalecen en el mismo. Esta realidad hace inevitable la necesidad de contar con metodologías que permitan evaluar efectos tan importantes como bioconcentración, bioacumulación, biomagnificación, agonismos y antagonismos entre xenobióticos, tolerancia, resistencia, etc., con el propósito de realizar monitoreos periódicos que permitan establecer medidas y criterios para prevenir mayores deterioros en los ecosistemas acuáticos.

5.3.3 PRUEBA DE TOXICIDAD AGUDA CON *Daphnia Magna*

Se determinó el uso del cladóceros de agua dulce, *Daphnia* conocida comúnmente como pulga de agua, ya que este organismo se utiliza frecuentemente para bioensayos de toxicidad, siendo sus resultados comparables, debido a su fácil manejo además de que en general *Daphnia* es menos tolerante que los peces a las sustancias tóxicas.

El empleo de la pulga de agua permite detectar y/o medir, como se ha realizado con peces, los efectos de una o más sustancias potencialmente tóxicas, individuales o en combinación, con lo

que se determina el nivel o cantidad máxima que pueden soportar los cuerpos de agua receptores en un tiempo determinado.

Daphnia magna es la mayor de las especies de cladóceros y alcanza un tamaño máximo de más de 5mm. Se pueden criar en gran cantidad, en espacios relativamente pequeños, las recién nacidas miden 0.8 a 1.0 mm de largo y se pueden observar sin ayuda óptica (ANEXO 1).

Durante el periodo de cultivo, los especímenes de *Daphnia magna* serán alimentados cada tercer día con algas verdes *Chlorella vulgaris* (ANEXO 2) y se mantendrán en condiciones de agua dulce mediante el empleo de un *agua reconstituida* (ANEXO 3), la cual será también utilizada para realizar las diluciones correspondientes durante las pruebas.

5.3.3.1 METODOLOGÍA PARA LAS PRUEBAS DE TOXICIDAD AGUDA

Las hembras múltiparas se aislaron 24 horas antes de las pruebas y se utilizaron los neonatos producidos.

Las pruebas de bioensayos se realizaron por triplicado en vasos de precipitado de 150 ml conteniendo 100 ml de cada dilución de prueba más 10 organismos neonatos. Los vasos se cubrieron para reducir la evaporación de las diluciones de prueba y evitar que se depositará polvo u otros materiales contaminantes durante la misma.

Se realizó la cuantificación de organismos a 1, 24 y 48 horas observándose inmovilización, deficiencia o disminución de su actividad o sus movimientos coordinados. La muerte se interpretó por ausencia de movimiento. Asimismo se determinaron mediciones de control durante la prueba como pH, oxígeno disuelto, conductividad y dureza total (Figura 5.1).

Durante las pruebas exploratorias así como en las confirmativas la temperatura osciló entre los 20 y 25 °C. El agua de dilución utilizada para todas las pruebas es la misma que se utiliza para aclimatar y mantener el cultivo (NMX-AA-087-1995-SCFI).

5.3.3.2 ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Para la determinación de la CL₅₀ (Concentración Letal Media o 50) y sus límites de confianza se aplicó el método más extensamente utilizado como es el Método Probit, conocido también como Método de Unidades Probabilísticas, que es empleado para evaluar la relación dosis-respuesta de un contaminante sobre un organismo, medida en función de la CL₅₀ y su precisión o intervalo de confianza (ANEXO 4).

De tal manera que los resultados fueron expresados como CL₅₀ especificando el tiempo de exposición y los límites de confianza al 95%. Representándose gráficamente la curva de toxicidad o una lista con las CL₅₀ para los diferentes tiempos de exposición, así como cual ha sido la mortalidad de los controles.

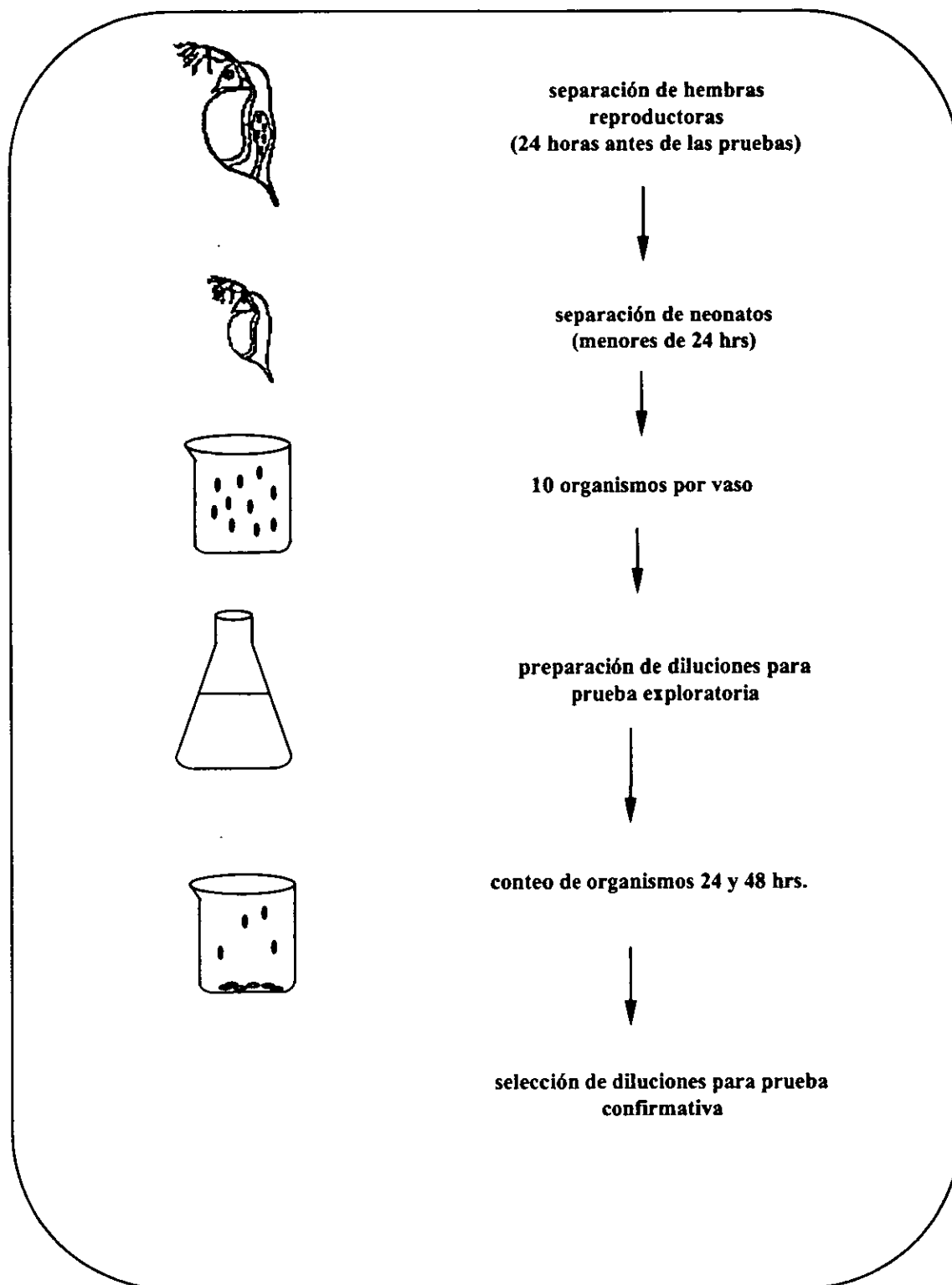


Figura 5.1. Diagrama esquemático de la prueba de toxicidad aguda con *Daphnia magna*

5.3.4 PRUEBA DE TOXICIDAD CRÓNICA CON *Panagrellus redivivus*

Los nemátodos de la especie *Panagrellus redivivus* son de vida libre y viven en los sedimentos del agua dulce, son ovovivíparos y presentan cuatro estadios larvarios (Figura 5.2) antes de llegar a la edad adulta, en esta etapa se presenta un pequeño dimorfismo sexual, el cual consiste en que las hembras son más robustas y lentas debido a la alta cantidad de huevecillos que concentran en la parte ventral de su cuerpo, también se observa una mayor coloración debido a la multitud de huevecillos, mientras que el macho es más delgado, pequeño y sus movimientos son más rápidos.

El bioensayo de toxicidad crónica con el nemátodo *Panagrellus redivivus* consistió en el monitoreo de una población de 100 organismos de la fase J₂, durante un periodo de 96 horas, con la finalidad de observar los efectos letales (reducción del número de animales en la población) y subletales (número de animales que se quedan en la fase J₂, J₃ ó J₄ que no alcanzan el estado adulto) de la muestra prueba, en comparación con la población control (ANEXO 5) (Figura 5.3).

En estos cuatro estadios se requiere poca actividad genética, mientras que en el adulto se lleva a cabo una excesiva actividad genética, como es la síntesis de DNA, RNA o producción de gónadas, es por ello que en esta etapa se puede evaluar genotoxicidad y mutagenicidad.

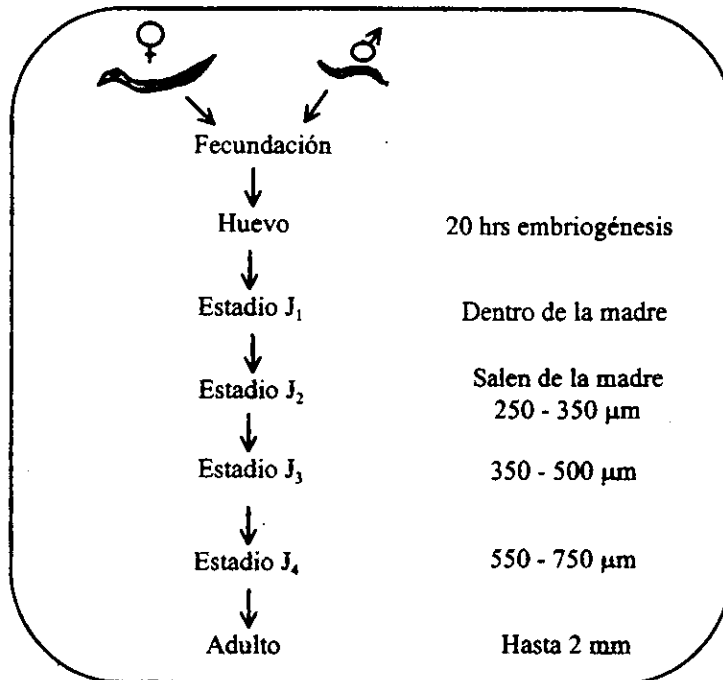


Figura 5.2. Ciclo de vida del nemátodo de vida libre *Panagrellus redivivus*

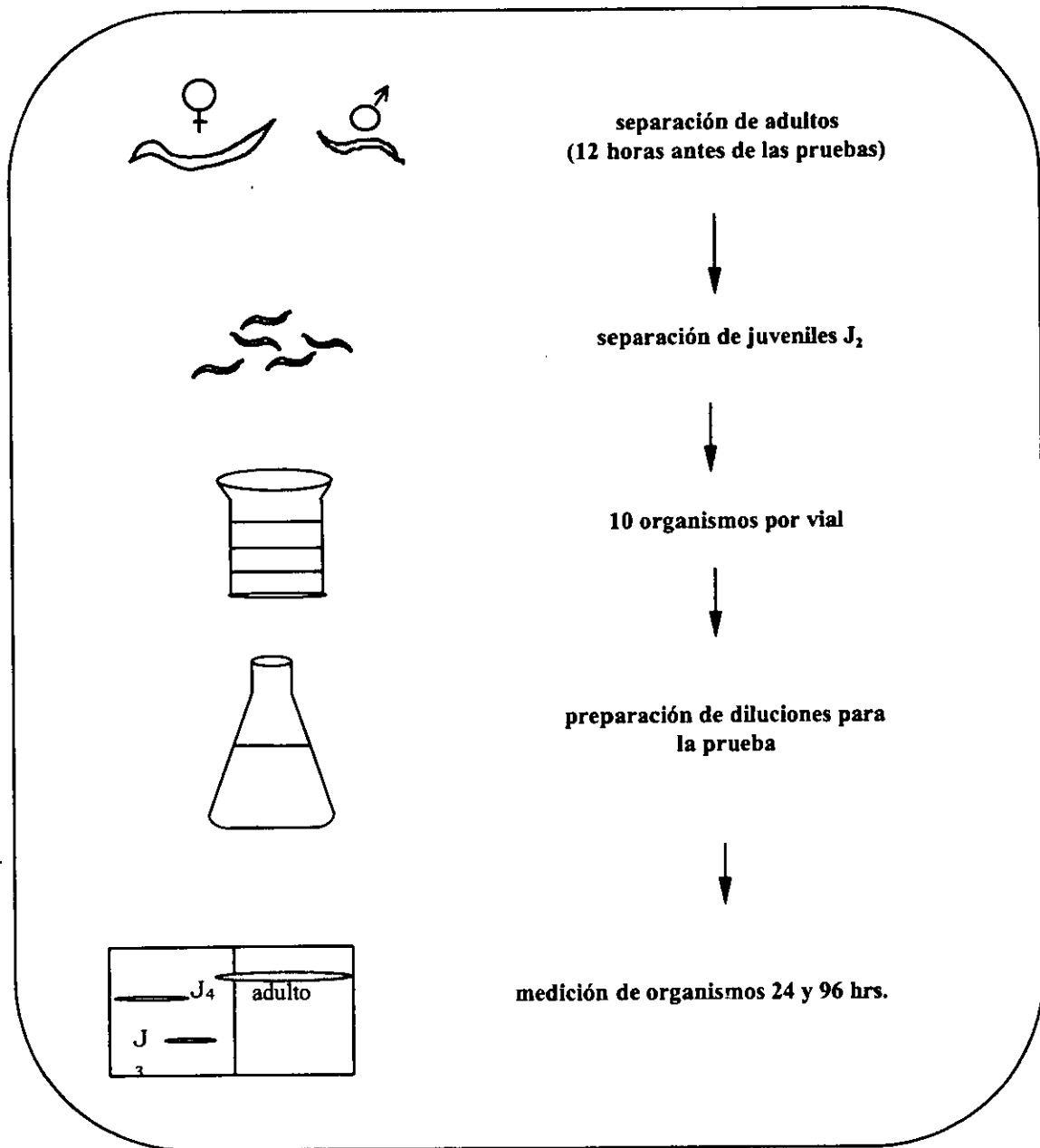


Figura 5.3. Diagrama esquemático de la prueba de toxicidad crónica con *Panagrellus redivivus*

5.3.5 PRUEBA DE TOXICIDAD SOBRE ELONGACIÓN DE RAÍZ DE *Lactuca Sativa*

Recientemente se ha propuesto otra manera de evaluar la toxicidad de residuos industriales, municipales, plaguicidas, sedimentos de agua dulce, suelo y lixiviados de residuos sólidos, mediante la realización de bioensayos con plantas (Dutka, 1993 y Sheppard, 1993). Con este tipo de bioensayos se determina lo que se conoce como fitotoxicidad.

Los bioensayos con plantas en la actualidad son aceptados por Canadá y los países europeos para evaluar la toxicidad de residuos sólidos, líquidos y afluentes, esto debido a que a veces no resultan ser tóxicos para los peces, crustáceos y dáfidos, que son los organismos más utilizados para la determinación de la toxicidad, pero si pueden ser tóxicos para la vegetación terrestre y acuática. Obviamente al ser afectadas las plantas por los residuos, estos pueden ocasionar grandes cambios en el ecosistema, como puede ser una baja de oxígeno, un decremento en la producción primaria y un incremento de la erosión del suelo (Wuncheg, 1995).

La vida vegetal es esencial para los procesos de los ciclos de nutrientes en el suelo, la estabilización de sedimentos, y por ser un potencial en las cadenas alimenticias, por todo ello es evidente que al ser afectadas las plantas, estas actividades serían interrumpidas, ocasionando un desequilibrio en los ecosistemas (Wucheng, 1995).

La justificación para un bioensayo con la elongación de la raíz radica en la importancia que ésta tiene en los eventos de crecimiento y sobrevivencia de las plantas. De manera general se considera como un buen indicador de efectos biológicos el hecho de que la elongación de la raíz se puede inhibir por pequeñas concentraciones de compuestos tóxicos que son administrados durante la germinación de la semilla.

Los bioensayos con plantas se pueden desarrollar en un sinfín de especies pero son de mayor importancia aquellos que involucren a especies de importancia comercial y rápido crecimiento, de tal forma que fue determinado el uso de la semilla de la lechuga romana (*Lactuca sativa*) al cumplir con estas características, al ser la planta más importante del grupo de las hortalizas de hoja; se consume en ensaladas, es ampliamente conocida y se cultiva casi en todos los países del mundo.

Se prepararon diluciones de la sustancia problema (20, 40, 60, 80 y 100% en alicuotas de 20 ml), las cuales se depositaron sobre papel filtro previamente colocado sobre cajas Petri, hasta

humedecer completamente y sobre el cual se colocaron un total de 20 semillas por caja o concentración, acomodándolas de forma distribuida, es decir, en cuatro hileras de 5 semillas cada una o viceversa, así mismo se procedió con la muestra control.

Posteriormente se taparon dichas cajas y se introdujeron a una incubadora húmeda a 24°C por 120 horas (5 días) (Figura 5.4).

La prueba se consideró aceptable si más del 80% de las semillas control presenta crecimiento de radícula y se evaluó efecto tóxico cuando se presenta una inhibición mayor al 20% en el crecimiento de la radícula comparada con el control (ANEXO 6).

5.3.5.1 PRUEBA DE VIABILIDAD DE SEMILLAS

Anterior a la prueba de toxicidad se realizó una prueba de viabilidad de las semillas, examinándose varias marcas de semillas hasta encontrar la adecuada para la realización de las pruebas de toxicidad.

La prueba de viabilidad consistió en colocar 20 semillas escogidas al azar de cada uno de los lotes de las diferentes marcas en cajas Petri, donde previamente se colocó papel filtro saturado con agua destilada, las semillas fueron colocadas de manera equidistante y posteriormente fueron tapadas las cajas. Se depositaron en la incubadora por un lapso de 48 horas, después de lo cual se determinó el número de semillas germinadas, con lo cual se calculó el porcentaje de germinación y fueron aceptados aquellos lotes en los cuales las semillas alcanzaron un porcentaje mayor al 90%, determinándose de esta manera como semillas viables y aptas para llevar a cabo una prueba de toxicidad.

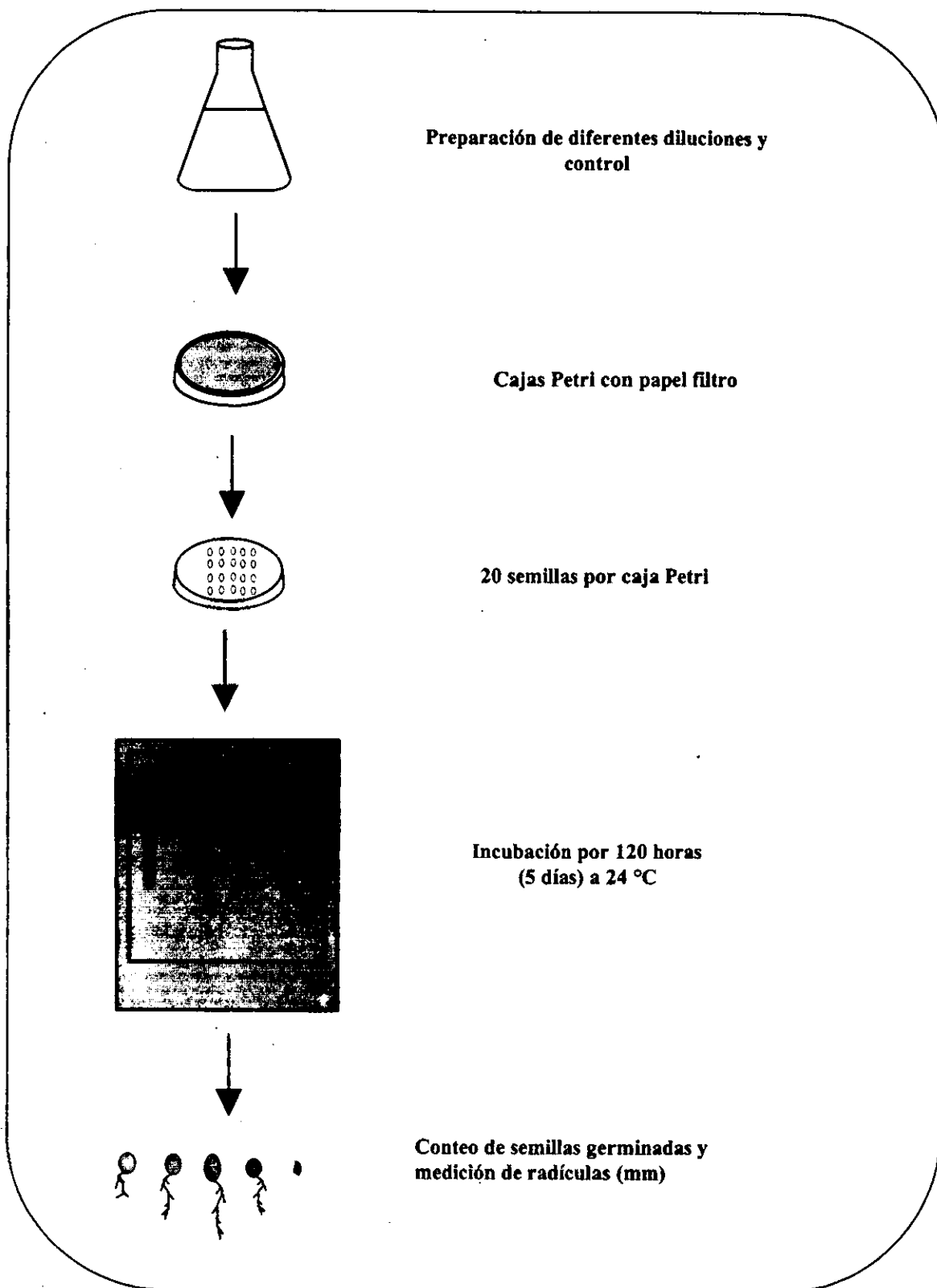


Figura 5.4. Diagrama esquemático de la prueba de toxicidad con elongación de raíz con *Lactuca sativa*.

5.4 TOXICIDAD PONDERADA

Actualmente la legislación nacional solo ha publicado un método de prueba con relación a ensayos biológicos con *Daphnia magna* (NMX-AA-087-1995-SCFI) y ninguno con *Panagrellus redivivus* o *Lactuca sativa*. Y nuestra legislación no ha establecido un límite máximo permisible o un estándar de calidad con base en la prueba con *D. magna*, lo que dificulta en cierta medida determinar el grado de afectación de un cuerpo de agua, del sedimento del mismo o de un suelo evaluado.

Es por ello que es necesario utilizar los avances que presentan otros países al respecto, por tal motivo, se optó por emplear el sistema de ponderación desarrollado por Dutka *et al.*, (1990) en donde no se determina un grado de afectación, sino que se pondera la respuesta de los bioensayos al proporcionarle un valor numérico a cada uno de ellos, dando el valor más grande a las muestras en las cuales se obtuvo la mayor respuesta al tóxico y dejando sin valor numérico a las muestras en donde no se observó dicha respuesta. Cada prueba tiene por lo tanto un valor numérico que al sumarse nos indica un total de puntos (puntaje total) para cada muestra (ver Tabla 5.2, 5.3 y 5.4). La ventaja de esta ponderación es que el grado de afectación puede ser determinado utilizando un criterio propio, basándose en las características y condiciones particulares de la zona de estudio.

De los organismos analizados, únicamente se cuenta con los valores de ponderación establecidos por los autores para *D. magna* y *P. redivivus* (Tabla 5.2 y 5.3), de tal forma que fue necesario para este trabajo establecer un puntaje para la prueba con *L. sativa*. Dicho puntaje fue establecido de acuerdo a los criterios empleados por Dutka *et al.*, (1990) (Tabla 5.4).

Dicha ponderación se realizó para tener una visión global de los efectos ocasionados por las muestras analizadas, de tal manera que fueran agrupados en su totalidad los resultados obtenidos durante este trabajo.

Tabla 5.2. Ponderación tentativa de la respuesta de *Daphnia magna* a extractos y agua natural (Dutka *et al.*, 1990).

PUNTOS	PUNTOS	
	EXTRACTOS	AGUA NATURAL
100	4	5
75	5	7
50	6	8
25	8	10
10	10	-

Tabla 5.3. Ponderación tentativa de la respuesta de *Panagrellus redivivus* a extractos y agua natural (Dutka, et al., 1990).

SOBREVIVENCIA		MADURACIÓN	
PORCENTAJE	PUNTOS	PORCENTAJE	PUNTOS
89.9-80	1	89.9-75	1
79.9-60	3	74.5-60	3
59.9-30	7	59.9-40	5
29.9-0	10	39.9-25	7
		24.9-0	10

Tabla 5.4. Ponderación tentativa de la respuesta de *Lactuca sativa* a extractos y agua natural, propuesta en el presente trabajo

LONGITUD VERDADERA %	PUNTOS	
	EXTRACTOS	AGUA NATURAL
89.9-75	1	1
74.5-60	3	3
59.9-40	5	5
39.9-25	7	7
24.9-0	10	10

5.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RESULTADOS

Para que los resultados obtenidos tengan validez y concordancia es necesario analizarlos estadísticamente y cotejarlos con los valores encontrados de los parámetros fisicoquímicos y la concentración de los metales, para tal efecto, se decidió el uso de las siguientes pruebas estadísticas.

5.5.1 PRUEBA *t* POR PARES

Se realizó la prueba de hipótesis para comparar los métodos analíticos utilizados en la medición de los metales presentes, por medio de la Prueba *t* por pares o llamada también *t* apareada.

5.5.2 CORRELACIONES SIMPLES

Los resultados de los bioensayos con los tres organismos fueron ponderados de acuerdo a los valores de toxicidad encontrados, considerando los rasgos propuestos por Dutka *et al.* (1990). Así, estos nuevos datos ponderados se sumaron para obtener un puntaje total (total point) para cada una de muestras. Finalmente, los valores de los puntajes fueron correlacionados estadísticamente con los resultados de los parámetros fisicoquímicos y la concentración de metales, con un nivel de significancia del 95% debido a la variabilidad de los datos.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las pruebas realizadas en este trabajo se llevaron a cabo a partir del agua cruda, agua tratada y lodos provenientes de la Planta Potabilizadora “Los Berros” del Sistema Cutzamala ubicada en el Estado de México, la cual suministra agua potable a las ciudades de Toluca y México. En la planta se lleva a cabo un tratamiento convencional, consistente en coagulación, sedimentación, filtración rápida y desinfección para la remoción de los contaminantes presentes en el agua.

La composición del agua varía en diferentes periodos y sobre un intervalo amplio, éste es esencialmente el caso de las corrientes superficiales que muestran cambios en época de lluvias y a menudo presentan variaciones de hora a hora.

Durante este estudio se realizaron un total de 9 muestreos en la planta potabilizadora de Los Berros, dando lugar a un total de:

- a) 45 pruebas de toxicidad aguda con *Daphnia magna*
- b) 45 pruebas de toxicidad crónica con *Panagrellus redivivus* y
- c) 45 pruebas de toxicidad con elongación de raíz con *Lactuca sativa*

Además de los correspondientes análisis fisicoquímicos y determinación de metales, así como sus respectivas pruebas estadísticas de correlación y ponderación.

6.1 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

La determinación de los parámetros fisicoquímicos siempre ha sido la herramienta fundamental para detectar la contaminación de los cuerpos de agua y los desechos que se generen por su potabilización o uso, ya sea industrial, agrícola, o municipal. El análisis de estos parámetros solo da una visión parcial de los efectos que pueden tener a inmediato, mediano o largo plazo sobre la biota que vive en dicho cuerpo de agua o sus alrededores. Actualmente y a través de los años se han generado un sinnúmero de sustancias químicas potencialmente tóxicas y que están contenidas en los efluentes, las cuales pueden o no ser detectadas por los análisis rutinarios, ya que la gran diversidad, extensión y complejidad de los mismos ayudan a monitorear el ambiente, incluso cuando es difícil predecir el efecto conjunto que se produce con la interacción de las sustancias o de los factores como el pH, la dureza, el carbón orgánico disuelto, etc. sobre la toxicidad de los compuestos químicos de

las descargas. Por ejemplo, aun cuando las concentraciones medibles de las sustancias pueden ser altas, su biodisponibilidad puede ser baja (Amato, 1992; Gherardi, 1983).

6.1.1 pH

El pH de un sistema acuoso es una medida del equilibrio ácido-base alcanzado por diversos compuestos disueltos y, en la mayor parte de aguas naturales, está controlado por el sistema de equilibrio bióxido de carbono-bicarbonato-carbonato. Este sistema involucra varios equilibrios de diversos componentes, todos ellos se ven afectados por la temperatura (OPS, 1987).

El pH de la mayoría de fuentes de agua natural fluctúa entre 6.5-8.5. La concentración del ion hidrógeno puede alterarse en forma significativa durante el tratamiento del agua. La cloración tiende a disminuir el pH, mientras que cuando se suaviza el agua utilizando el método de cal o sosa en exceso, se eleva el pH.

En general, la mayor parte de los microorganismos toleran la gama de pH que, por lo común, se encuentra en las fuentes de agua.

Es imposible determinar una relación directa entre la salud humana y el pH del agua potable, debido a que el pH tiene una estrecha relación con otros aspectos de la calidad del agua.

En la medida en que el pH afecta los diversos métodos de tratamiento de agua, que contribuyen a la remoción de virus, bacterias y otros organismos dañinos, podría sostenerse que el pH ejerce un efecto indirecto sobre la salud.

El valor guía que se recomienda para el pH es de 6.5 – 8.5, si bien se reconoce que podrían surgir algunos problemas en un sistema de distribución con niveles de pH por debajo de 7 (OPS, 1987).

El pH de las muestras evaluadas fue un parámetro que se salió del patrón de comportamiento del resto de las pruebas, pues se mantuvo casi constante, con ligeras fluctuaciones, durante los muestreos.

Los valores obtenidos durante todos los muestreos fluctuaron entre 6.8 y 7.3, no presentándose diferencias significativas entre ellos, de acuerdo al análisis de varianza realizado (Tabla 6.1).

Estos resultados están dentro del rango aceptado por la normatividad ambiental sobre agua para uso y consumo humano (6.5 – 8.5) (NOM-127-SSA1-1994) (Figura 6.1.), Así como, dentro de los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89) tanto para fuentes de abastecimiento

de agua potable (rango de 5 a 9) o bien cumpliendo el nivel aceptable para la protección de la vida acuática en agua dulce (Figura 6.1).

Asimismo, estos valores cubren los requerimientos necesarios para la realización de las pruebas de toxicología, no presentando ningún riesgo para los organismos expuestos.

Al hacer la valoración de los resultados comparativos entre la época de lluvias y secas, no se observan diferencias significativas entre estos resultados a lo largo de todos los muestreos realizados, de acuerdo al análisis de varianza aplicado (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Potencial de Hidrógeno de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

pH						
Muestra		Agua	Agua	Lodo	Lodo	Lodo
#	Fecha	Cruda	Tratada	c/Polímero	s/Polímero	Espesado
1	02/jul/98	7.2	7.1	6.9	6.8	6.8
2	04/sep/98	7.3	7.0	7.2	7.0	7.1
3	25/sep/98	6.9	6.9	7.1	6.9	6.8
4	06/nov/98	7.1	7.1	7.0	6.7	7.1
5	30/nov/98	7.2	7.0	7.3	6.9	7.5
6	11 ene/99	7.0	7.0	7.2	6.9	7.2
7	09/feb/99	7.1	7.0	7.3	6.8	7.2
8	02/mar/99	7.0	7.0	7.2	6.8	7.1
9	12/abr/99	7.2	7.1	7.1	6.7	6.9
Promedio lluvias		7.13	7.03	7.05	6.85	6.95
Promedio secas		7.10	7.02	7.22	6.82	7.18

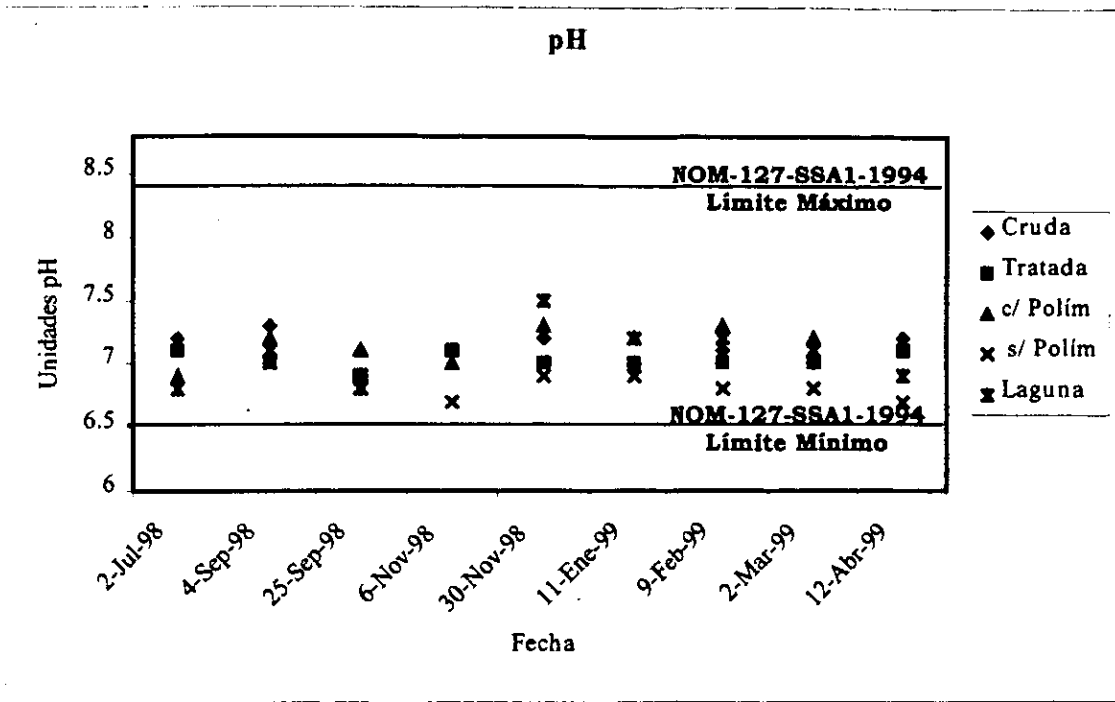


Figura 6.1. Potencial de Hidrógeno

6.1.2 OXÍGENO DISUELTO

La concentración baja del oxígeno disuelto en el agua, es el principal problema respiratorio con el que deben enfrentarse los animales acuáticos, en tal sentido, hasta los peces más evolucionados, con branquias altamente especializadas y mecanismos de bombeo, puede gastar hasta el 20% de su energía simplemente extrayendo oxígeno del agua.

Los valores máximos se registraron en las muestras de agua cruda debido al movimiento del agua y a la aireación que recibe durante el recorrido. Por otra parte, no se encontró un efecto estacional ni un efecto con relación a la temperatura, pues se observó que la temperatura no mostró variaciones notables durante los 9 muestreos (Tabla 6.2, Figura 6.2).

Tabla 6.2. Oxígeno Disuelto de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

OXÍGENO DISUELTO mg/l						
Muestra		Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
#	Fecha					
1	02/jul/98	4.63	3.15	1.61	2.15	2.02
2	04/sep/98	4.35	3.77	2.15	3.11	2.09
3	25/sep/98	3.94	2.19	2.40	2.56	2.11
4	06/nov/98	4.98	3.24	2.19	2.48	2.45
5	30/nov/98	4.56	3.00	3.02	2.61	2.48
6	11/ene/99	3.77	2.53	2.13	2.78	2.36
7	09/feb/99	3.54	2.25	2.46	2.65	2.69
8	02/mar/99	2.9	3.13	3.05	3.01	2.47
9	12/abr/99	3.08	2.59	2.30	2.90	2.63
Promedio lluvias		4.48	3.09	2.09	2.58	2.17
Promedio secas		3.57	2.70	2.59	2.79	2.53

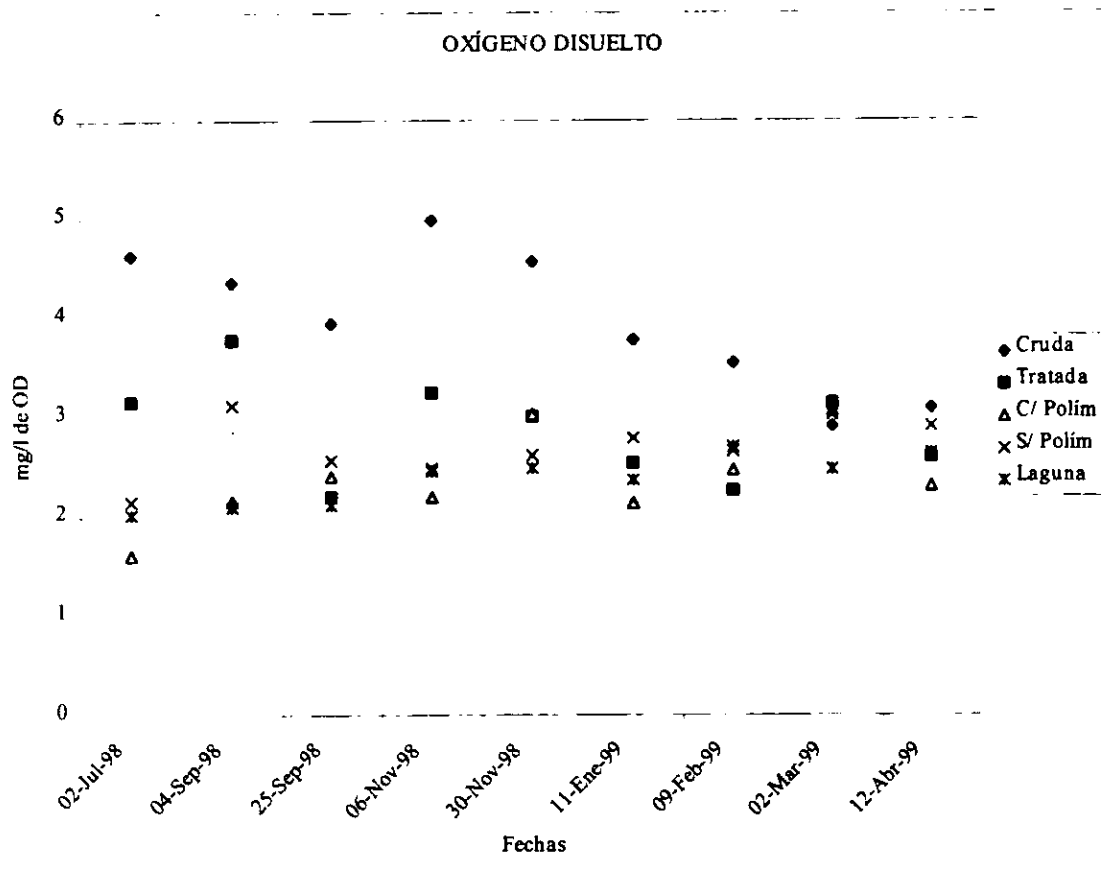


Figura 6.2 Oxígeno Disuelto obtenido en los diferentes muestreos

De acuerdo con Mendoza y Cortes (1994) el agua superficial sin alteraciones, debe presentar un valor mínimo promedio de oxígeno disuelto de 5 mg/l a 20°C. Mientras que los criterios ecológicos para fuentes de abastecimiento establecen un valor mínimo de 4 mg/l y para protección de la vida acuática de 5 mg/l como mínimo.

Al analizar los resultados obtenidos en agua cruda, que sería la referencia de las concentraciones encontradas en los ríos y presas que surten de agua a la presa, se encontró que cinco de las muestras están por debajo de los límites mínimos establecidos por la normatividad para las fuentes de abastecimiento. Al mismo tiempo, ninguna de las muestras posee los niveles mínimos para sustentar adecuadamente la vida acuática en los cuerpos de agua, según la normatividad vigente (CE-CCA-01/89) (Figura 6.3)

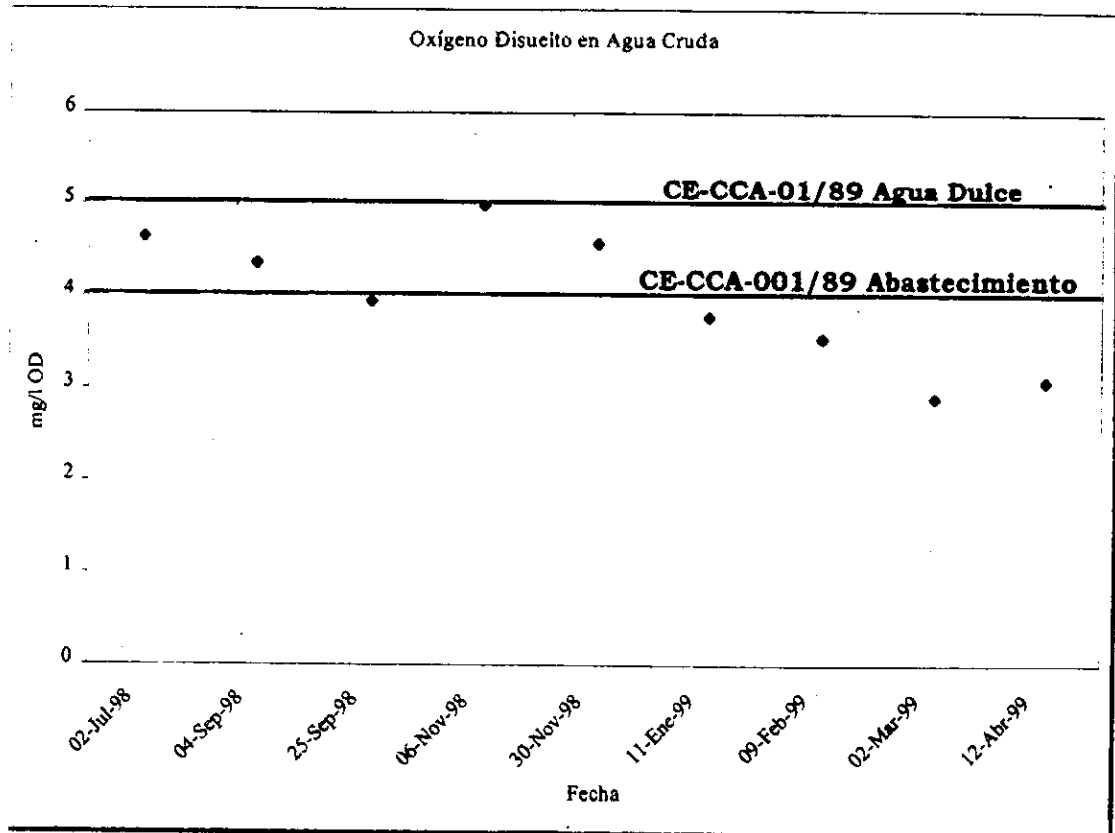


Figura 6.3 Oxígeno Disuelto obtenido en las muestras de agua cruda

6.1.3 COLOR

El color en el agua potable puede deberse a la presencia de sustancias orgánicas, por lo general húmicas; metales como el hierro y el manganeso; desechos industriales de color muy marcado, de los cuales los más comunes son los desechos de la industria de la pulpa y el papel y de la industria textil. La importancia principal del color en el agua potable es de orden estético, pero los efectos sensoriales pueden ser considerados efectos sobre la salud (OPS, 1987).

En el caso del color observado en las muestras se presentó una diferencia muy marcada entre los valores obtenidos (Figura 6.4). Teniéndose en el caso del agua tratada valores menores a las 50 unidades de PtCo y en los lodos de la laguna valores por arriba de las 250,000 unidades de PtCo (Tabla 6.3). Siendo estos resultados los esperados, debido a la concentración tan alta de partículas en el caso de los lodos generados en la planta.

Tabla 6.3. Color de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

COLOR PtCo						
Muestra		Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
#	Fecha					
1	02/jul/98	206	7	260	3390	64000
2	04/sep/98	501	25	2980	2990	58000
3	25/sep/98	850	24	14200	9600	276000
4	06/nov/98	29	9	11300	630	92000
5	30/nov/98	117	10	930	5270	81000
6	11/ene/99	166	3	1600	980	50000
7	09/feb/99	70	N.D.	260	840	126000
8	02/mar/99	12	41	1250	670	15800
9	12/abr/99	53	N.D.	470	320	9300
Promedio lluvias		396.5	16.25	7185	4152.5	122500
Promedio secas		83.6	10.8	902	1616	56420

De acuerdo a los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CAA-001/89), los valores máximos para una fuente de abastecimiento para agua potable (en este caso el agua cruda, que conjunta todas las fuentes de abastecimiento con que cuenta la planta potabilizadora), no deben de

sobrepasar las 75 unidades de Pt-Co y durante los muestreos realizados el 67% de las muestras de agua cruda sobrepasaron con mucho este límite (Tabla 6.3), principalmente las muestras obtenidas durante la temporada de lluvias, en promedio sobrepasaron este límite en más de 5 veces su valor, mientras que las muestras de época de secas estuvieron ligeramente arriba de este límite.

Y es importante hacer notar la repercusión que tiene el color, junto con la turbiedad y los sólidos suspendidos (incluyendo los sedimentables) para la actividad fotosintética, ya que ésta es de vital importancia para la vida y sustento de los cuerpos de agua.

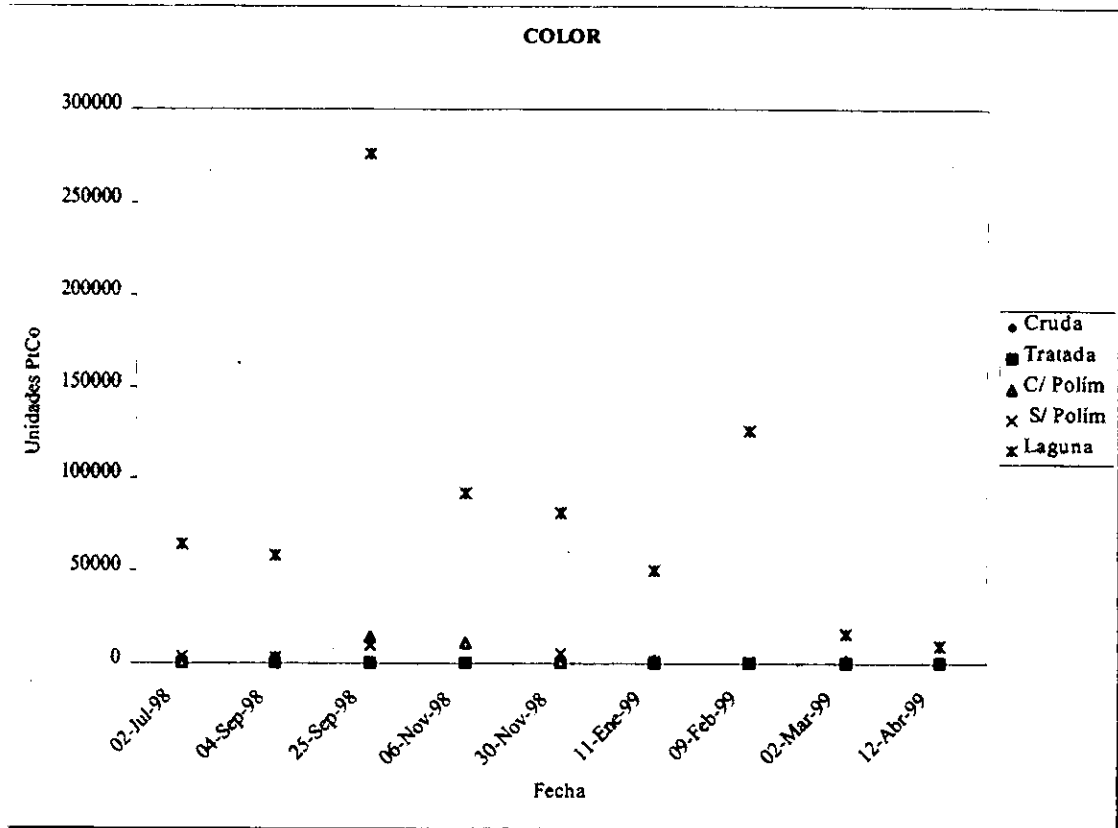


Figura 6.4. Unidades de Color obtenidas en los diferentes muestreos

Los valores obtenidos en las muestras de agua potable están dentro del rango que marca la normatividad ambiental para agua potable (20 unidades de Pt-Co), (NOM-127-SSA1-1994) a excepción de tres muestras, dos pertenecientes a la época de lluvias (4 y 25 de septiembre) y la otra a la época de secas (2 de marzo) (Figura 6.4). Posiblemente esto sea debido a una deficiencia en la remoción de sólidos, ocasionado por un problema de operación de la planta y no obstante que el

color esta considerado como una cuestión estética dentro de las características organolépticas, puede ser indicio de problemas mayores.

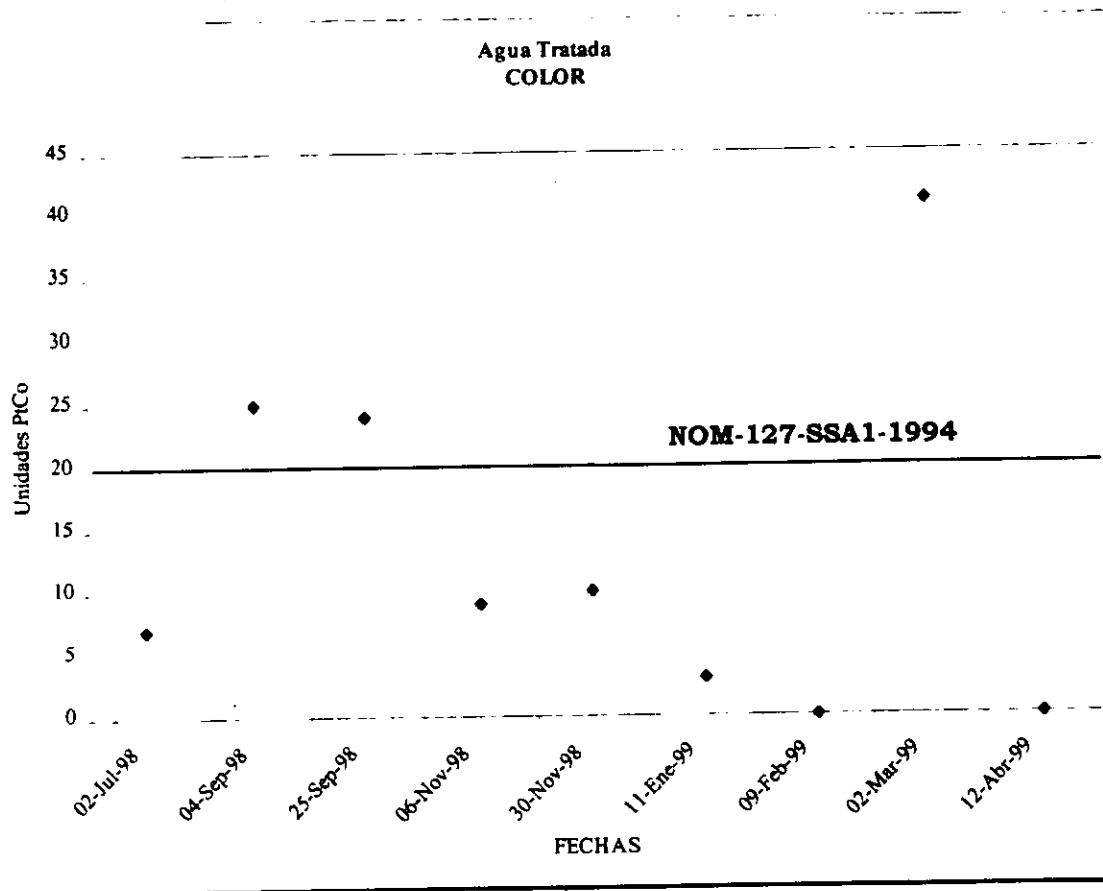


Figura 6.5. Unidades de Color obtenidas en las muestras de agua tratada

6.1.4 TURBIEDAD

La turbiedad en el agua se debe a la presencia de material en suspensión, tales como arcilla, sedimentos, partículas orgánicas e inorgánicas coloidales, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton y otros organismos microscópicos (APHA, 1989).

Las partículas del suelo que se desprenden por la erosión de la superficie terrestre constituyen la mayor parte de materia en suspensión en la gran mayoría de las aguas naturales. Las fracciones más gruesas de arena y sedimentos son revestidas total o parcialmente con materia orgánica. Las partículas de arcilla de filosilicato al igual que la materia no arcillosa, como los óxidos e hidróxidos

de hierro y aluminio, el cuarzo, el sílice amorfo, los carbonatos y el feldespato constituyen la fracción llamada "arcillas".

Una turbiedad que exceda el valor guía de 5 UTN es generalmente objetable para los consumidores. Cuando hay una mayor turbiedad en el agua del grifo del consumidor que el agua que ingresa en el sistema de distribución es posible que esté indicando contaminación, corrosión u otros problemas de distribución posteriores al tratamiento (OPS, 1987).

Al igual que en los resultados obtenidos en el caso del color, la turbiedad presenta un contraste notorio entre los valores obtenidos al comparar los resultados del agua tratada como los obtenidos en los lodos, siendo evidentes las variaciones encontradas entre las dos temporadas climáticas del año, al observarse valores dos a cuatro veces mayores en época de lluvias (Tabla 6.4 y Figura 6.6).

Tabla 6.4. Turbiedad de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

TURBIEDAD UTN						
Muestra		Agua	Agua	Lodo	Lodo	Lodo
#	Fecha	Cruda	Tratada	C/Polímero	S/Polímero	Espesado
1	02/jul/98	45	3	50	620	11000
2	04/sep/98	86	4	530	540	11000
3	25/sep/98	160	5	2400	1700	50000
4	06/nov/98	6	2	2116	130	19800
5	30/nov/98	33	4	160	1090	15000
6	11/ene/99	29	3	300	180	10000
7	09/feb/99	15	N.D.	50	150	23000
8	02/mar/99	2	42	210	140	2700
9	12/abr/99	9	N.D.	90	100	1200
Promedio lluvias		74.25	3.5	1274	747.5	22950
Promedio secas		17.6	9.6	162	332	10380

Los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua no marcan un valor específico para la turbiedad de las fuentes de abastecimiento, considerando que deben ser las condiciones naturales del lugar, las que establezcan dicho límite y en el caso de la protección para la vida acuática, en conjunto con el

color y los sólidos suspendidos, estos no deben reducir la profundidad del nivel de compensación de la luz para la actividad fotosintética en más del 10% a partir del valor natural (CE-CCA-001/89).

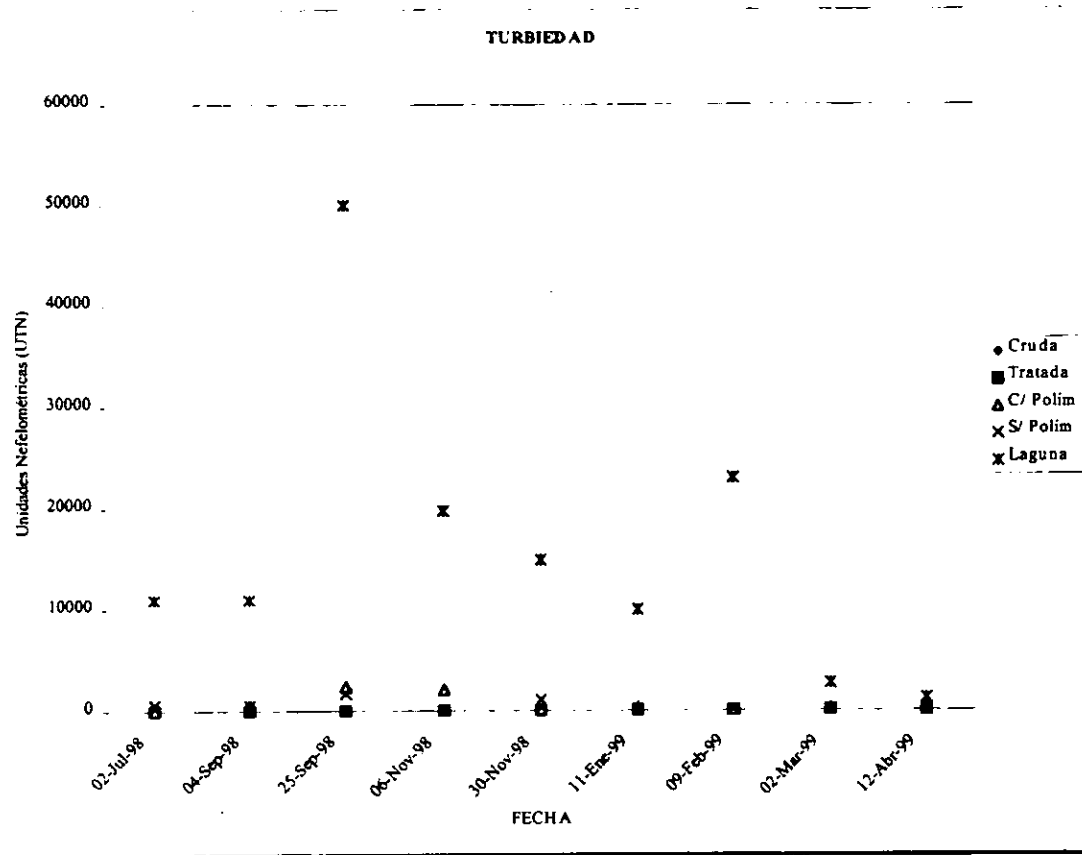


Figura 6.6. Unidades de Turbiedad obtenidas en los diferentes muestreos

Para el agua tratada o potable, la normatividad establece como límite permisible 5 UTN, y las muestras obtenidas durante este estudio cayeron dentro de este límite a excepción de la muestra del día 2 de marzo, lo cual indica junto con los datos obtenidos tanto de color como de sólidos que durante este día ocurrió algún problema en el tratamiento realizado en la planta (Figura 6.7).

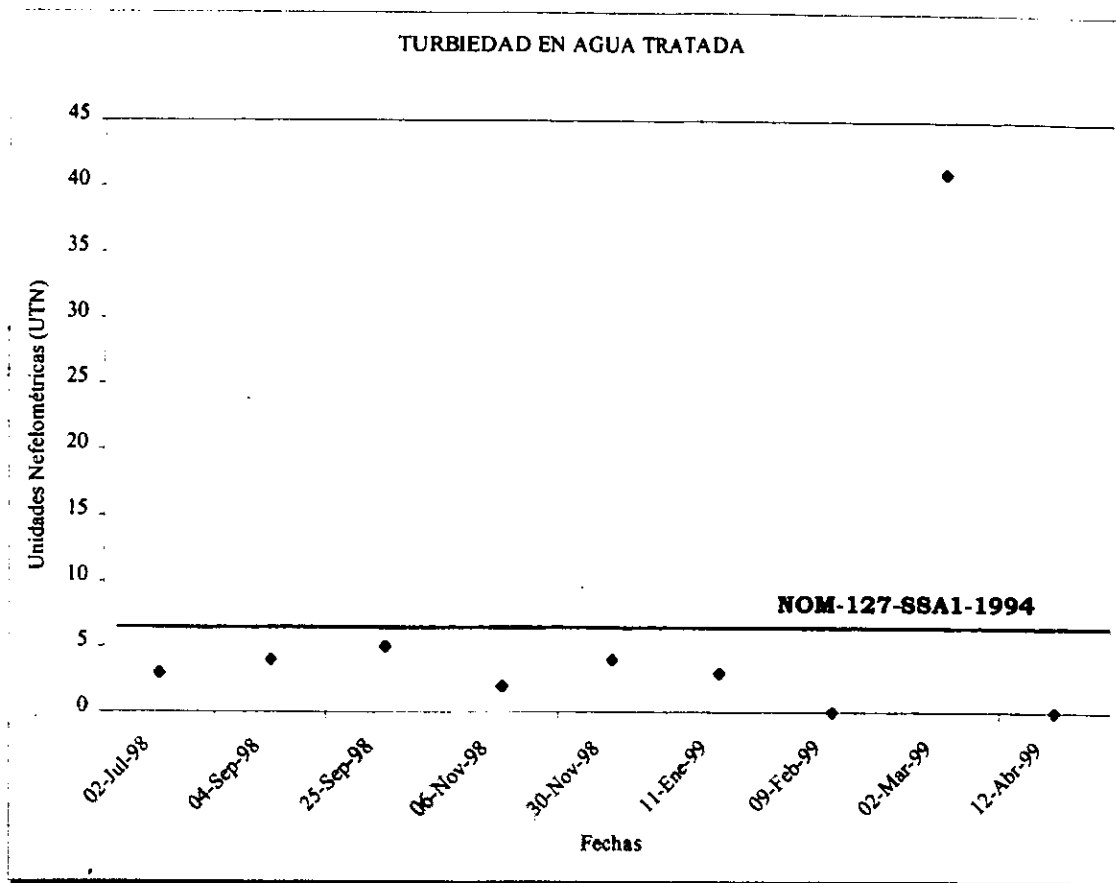


Figura 6.7. Unidades de Turbiedad obtenidas en las muestras de agua tratada

6.1.5 DUREZA TOTAL

La dureza del agua es la medida tradicional de la capacidad del agua para reaccionar con el jabón, el agua dura requiere de una gran cantidad de jabón para poder producir espuma.

La causa de la dureza del agua se debe a la presencia de iones metálicos polivalentes disueltos. En el agua dulce, los principales iones que originan la dureza son el calcio y el magnesio; pero también contribuyen los iones de estroncio, hierro, bario y manganeso.

El grado de dureza del agua potable se ha clasificado en términos de su concentración equivalente de CaCO_3 , de la manera siguiente (OPS, 1987):

Blanda	0-60 mg/l
Medianamente dura	60-120 mg/l
Dura	120-180 mg/l
Muy dura	180 mg/l y más

Las fuentes naturales principales de la dureza del agua provienen del terreno y son las rocas sedimentarias, las percolaciones y la escorrentía. El agua dura se origina en áreas donde la capa superior del suelo es gruesa y existen formaciones calcáreas.

No hay evidencia de efectos adversos para la salud que sean específicamente atribuibles a altos niveles de calcio y magnesio en el agua potable (OPS, 1987).

Como se observa los valores de dureza total expresados como mg CaCO_3 están muy por debajo del límite permisible de 500 mg/l establecido por la norma de agua potable y por la Organización Mundial de la Salud y 300 mg/l para la SSA y de acuerdo a estos resultados se considera tanto al agua cruda como al agua tratada, medianamente duras en el intervalo de 60-120 mg/l . Esto se debe a que la dureza es el resultado del desgaste de las formaciones geológicas (Tabla 6.5).

Tabla 6.5. Dureza total de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

DUREZA TOTAL						
mg CaCO_3						
Muestra		Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
#	Fecha					
1	02/jul/98	68.4	62.1	61.84	65.18	98.80
2	04/sep/98	64.3	60.4	72.58	68.66	111.74
3	25/sep/98	77.3	70.2	68.56	89.09	104.05
4	06/nov/98	68.3	63.5	63.47	58.43	198.30
5	30/nov/98	83.0	60.2	65.04	65.02	132.76
6	11/ene/99	76.2	49.91	61.47	67.28	98.25
7	09/feb/99	48.84	67.97	67.75	65.97	100.25
8	02/mar/99	67.99	58.67	73.06	84.40	108.79
9	12/abr/99	53.46	54.72	56.75	72.58	92.99
Promedio iluvias		69.58	64.05	66.61	70.34	128.22
Promedio secas		65.90	58.29	64.81	71.05	106.61

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

Como se observa en la Figura 6.8 los valores más altos de dureza total fueron obtenidos en las muestras de los lodos de la laguna, originándose este fenómeno por la mayor concentración de sólidos.

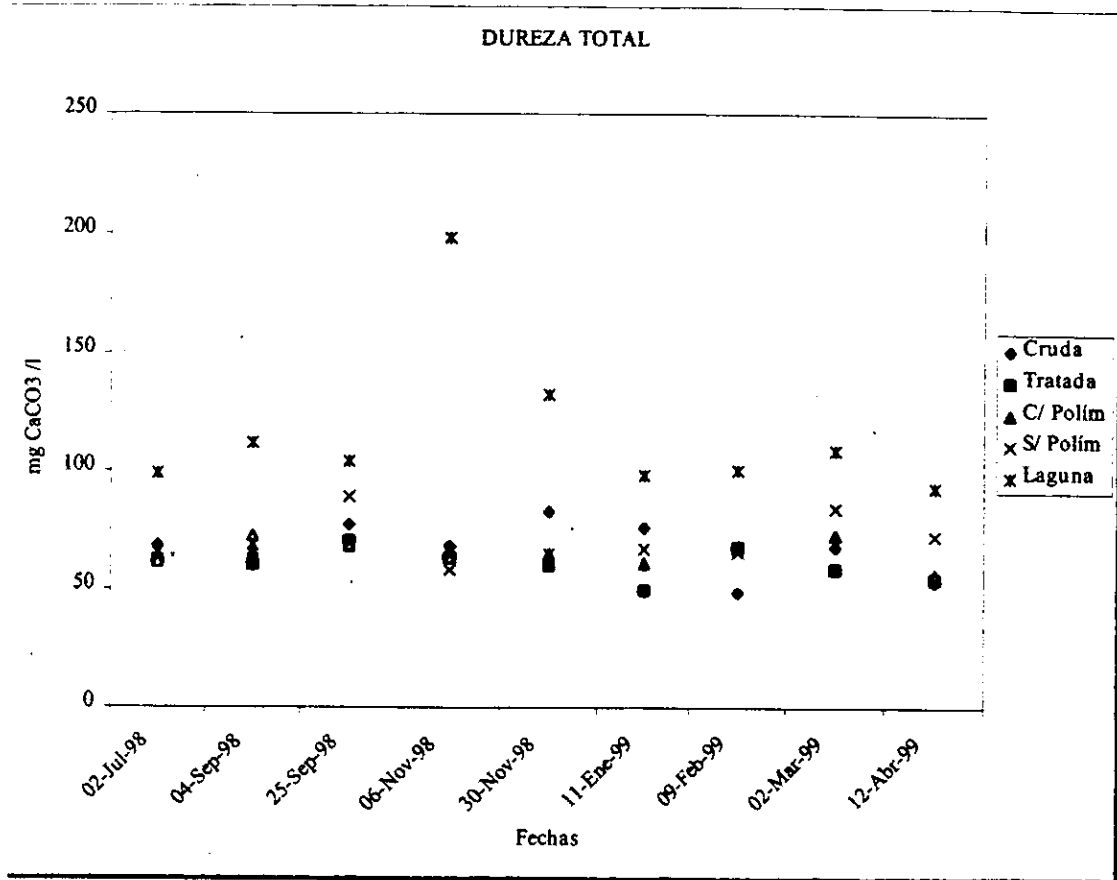


Figura 6.8. Dureza Total obtenido durante los diferentes muestreos

6.1.6 SÓLIDOS TOTALES

En el caso de los sólidos totales encontrados en agua cruda, estos cumplen con los requerimientos establecidos por los Criterios Ecológicos para fuentes de abastecimiento de agua potable, al presentar valores muy por debajo de los 1000 mg/l que marca la norma, en las dos temporadas climáticas del año (Tabla 6.6)

Tabla 6.6. Sólidos totales de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

SÓLIDOS TOTALES mg/l						
Muestra #	Fecha	Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
1	02/jul/98	180	20	2030	1950	14820
2	04/sep/98	210	100	4240	4500	12220
3	25/sep/98	370	10	5120	5230	14320
4	06/nov/98	210	N.D.	3470	4210	12360
5	30/nov/98	180	10	390	140	15040
6	11/ene/99	20	N.D.	1760	2160	8070
7	09/feb/99	120	N.D.	330	450	15350
8	02/mar/99	450	200	1210	1050	12600
9	12/abr/99	240	40	300	900	12690
Promedio lluvias		240	30	3720	3970	13430
Promedio secas		200	120	800	780	12750

Siendo en todo caso, mayores los resultados obtenidos durante toda la época de lluvias, como se observa en la Figura 6.9. Debido principalmente al mayor arrastre de sedimentos que se observa en los cuerpos de agua como consecuencia de una mayor precipitación.

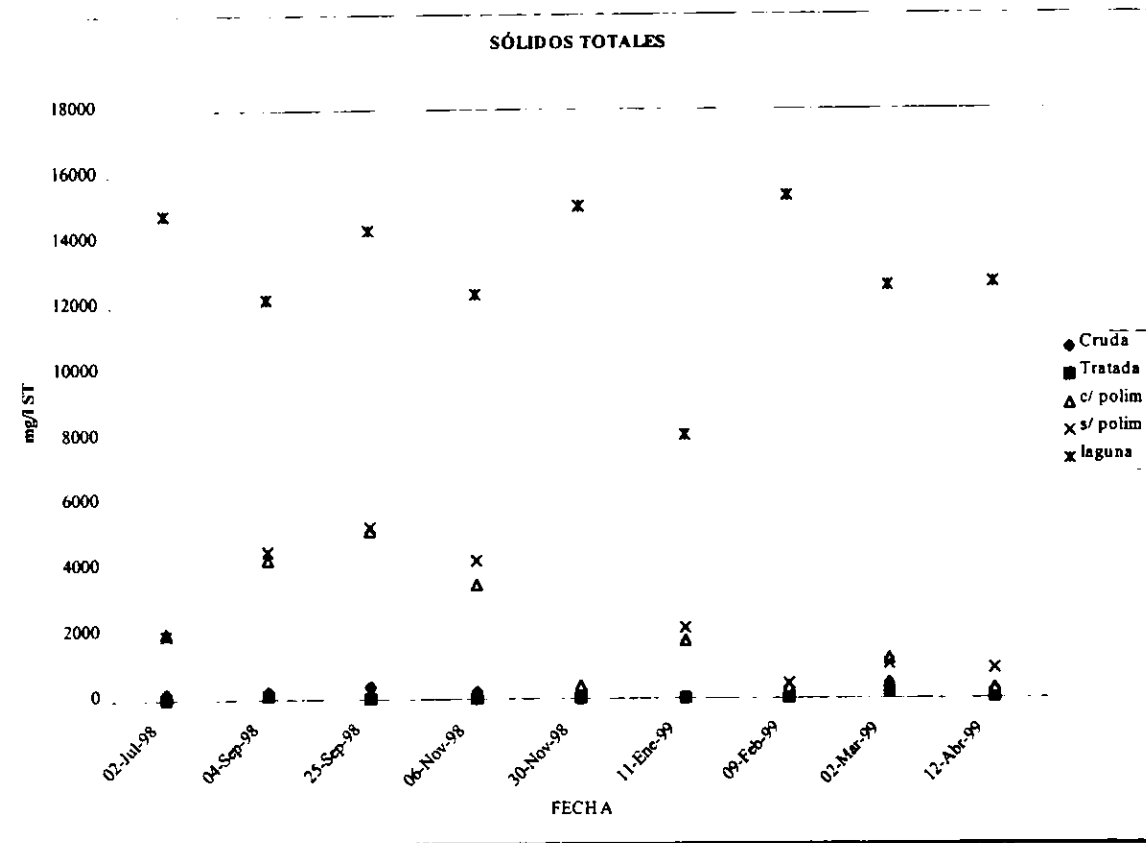


Figura 6.9. Sólidos Totales obtenidos en los diferentes muestreos

Al comparar los resultados de Sólidos Totales en las muestras de lodo con polímero y sin polímero, es preocupante observar que el acondicionamiento de los lodos para obtener una mayor concentración de sólidos no es eficaz, ya que no se obtuvo un aglutinamiento mayor de sólidos en comparación con los lodos sin polímero, y lo que aún es más relevante e importante, en 5 muestreos se obtuvieron concentraciones menores, como se puede constatar en la Figura 6.10.

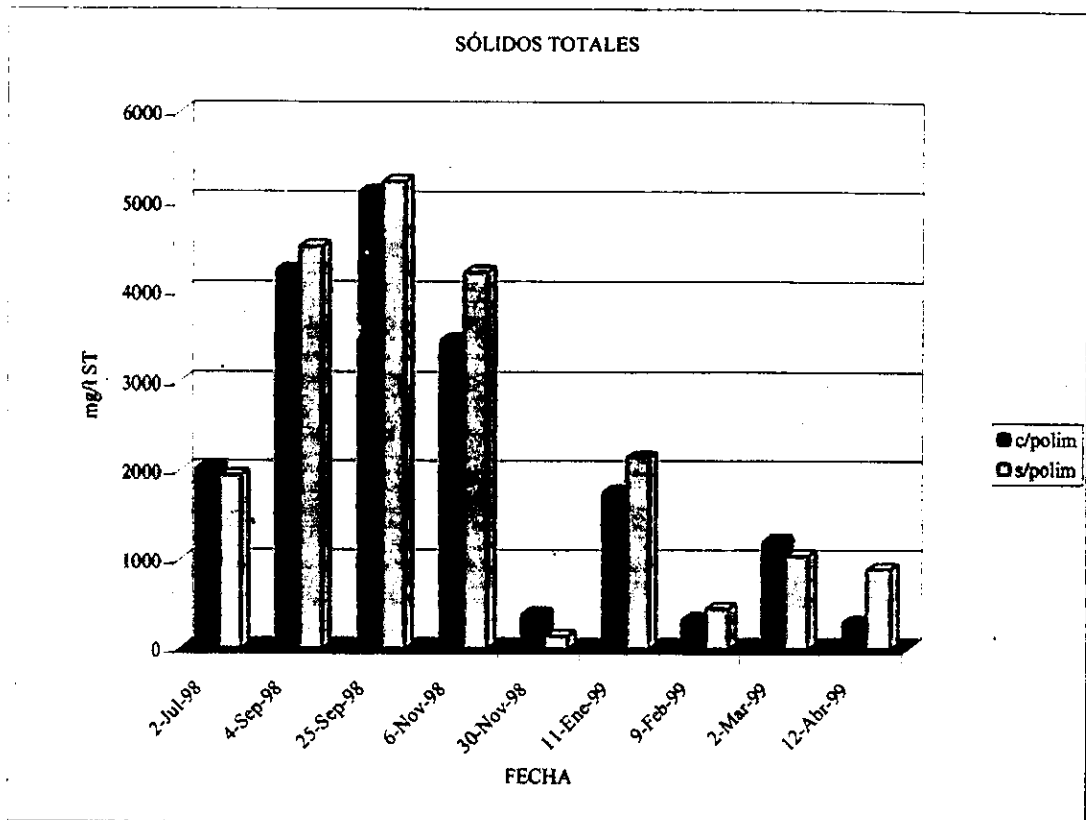


Figura 6.10. Sólidos Totales obtenidos en las muestras de lodo con polímero y lodos sin polímero

6.1.7 SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Es considerado como Sólidos Suspendedos a la porción de sólidos totales que es retenida por un filtro de 2.0 μm o menor (APHA, 1989).

La concentración de los sólidos suspendidos totales en un río es altamente variable, con promedios que van desde 20 mg/l en la parte alta del río, hasta 400 mg/l en la parte baja del mismo. El promedio total de sólidos en el río como resultado de la descarga de una planta de tratamiento de agua es estimado dentro de un rango que va de 0.2 a 0.5 tons/día (esta estimación es baja, ya que en algunos casos se ha reportado promedios de 1-2 tons/d por una producción de 10 mgd) (Sludge Disposal Committee, 1987).

Al observar los valores obtenidos en agua cruda y compararlos con los criterios para fuentes de abastecimiento, (CE-CCA-001/89) es evidente que los sólidos suspendidos no representan un problema para la planta potabilizadora, al comprobar que las concentraciones encontradas tanto en época de lluvias como de secas están por debajo de los 500 mg/l que establecen dichos criterios (Tabla 6.7)

Tabla 6.7. Sólidos Suspendedos de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

SÓLIDOS SUSPENDIDOS					
mg/l					
Muestra	Agua	Agua	Lodo	Lodo	Lodo
# Fecha	Cruda	Tratada	C/Polímero	S/Polímero	Espesado
1 02/jul/98	129	20	1010	1550	4420
2 04/sep/98	153	100	2000	3120	7910
3 25/sep/98	280	10	2760	2980	12000
4 06/nov/98	150	N.D.	2450	2920	8340
5 30/nov/98	140	10	280	120	13830
6 11/ene/99	20	N.D.	1530	1220	4950
7 09/feb/99	50	N.D.	320	430	12190
8 02/mar/99	430	200	1120	450	11580
9 12/abr/99	240	40	290	100	11730
Promedio lluvias	178	32.5	2055	2642.5	8167.5
Promedio secas	176	50	708	464	10856

De estos criterios ecológicos de calidad del agua también se desprende la advertencia de que para la protección de la vida acuática es necesario que los sólidos suspendidos (incluyendo sedimentables) en combinación con el color no deben reducir la profundidad del nivel de

compensación de la luz para la actividad fotosintética en más del 10% del valor natural, y considerando los valores tan elevados de sólidos suspendidos que fueron registrados, es evidente el deterioro que dichos lodos están causando dentro del ecosistema acuático al impactar de manera tan notoria la base de la cadena trófica (Tabla 6.7 y Figura 6.11).

Al considerar la Norma Mexicana que establece los límites máximos permisibles de sólidos suspendidos para descargas de aguas residuales (NOM-001-ECOL-1996) y compararla con los valores registrados en los lodos de la laguna es evidente que estos sobrepasan en gran medida lo establecido en dicha Norma (40 mg/l de sólidos suspendidos) para protección de la vida acuática (Tabla 6.7).

Dicha información es importante de valorar, debido a que dentro de la República Mexicana es muy común el vertido de dichos lodos a los cuerpos de agua, como es el caso de la pequeña Potabilizadora de Río Magdalena en el Distrito Federal, y lo que está ocurriendo actualmente con los lodos que son derramados en la planta Los Berros al no contar con una laguna de captación adecuada.

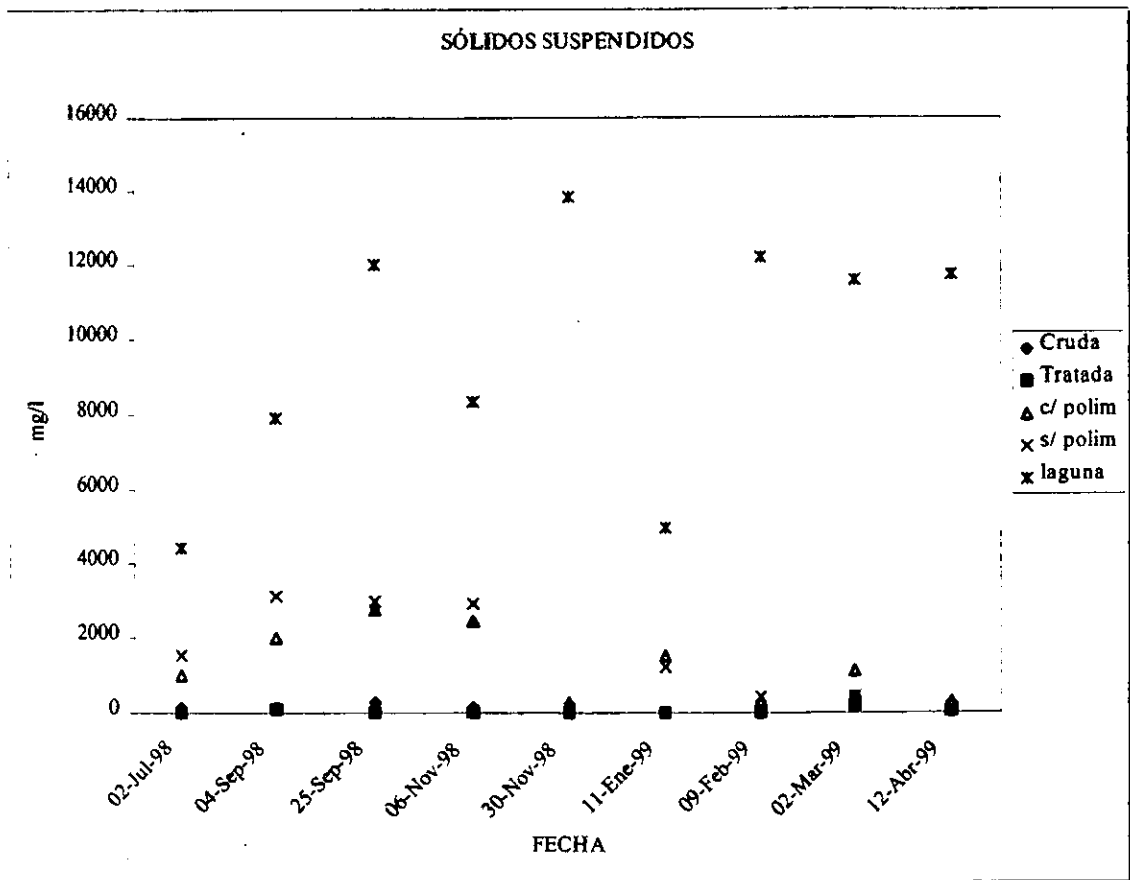


Figura 6.11. Sólidos Suspendidos obtenidos en los diferentes muestreos

6.1.8 SÓLIDOS DISUELTOS

El total de sólidos disueltos en el agua comprende sales inorgánicas y pequeñas cantidades de materia orgánica. Los principales iones que contribuyen son carbonato, bicarbonato, cloruro, sulfato, nitrato, potasio, calcio y magnesio. El total de sólidos disueltos influye sobre otras características del agua potable, es decir, en el sabor, dureza, propiedades de corrosión y tendencia a la incrustación.

Estos sólidos disueltos pueden deberse a fuentes naturales, descargas de efluentes de aguas residuales, escurrimientos urbanos o descargas de desechos industriales.

Se sostiene que las sales minerales comunes disueltas afectan el sabor del agua, y se ha clasificado el buen sabor del agua potable según el nivel de sólidos disueltos (OPS, 1987):

Excelente	menos de 300 mg/l
Bueno	entre 300 y 600 mg/l
Aceptable	entre 600 y 900 mg/l
Regular	entre 900 y 1200 mg/l
Inaceptable	mayor a 1200 mg/l

El agua con niveles extremadamente bajos de sólidos disueltos también puede ser inaceptable debido a su sabor insulso e insípido.

Algunos de sus componentes, como cloruros, sulfatos, magnesio, calcio, y carbonatos, afectan la corrosión o incrustación en los sistemas de distribución de agua y por lo general, el total de sólidos disueltos no es eliminado en las plantas convencionales de tratamiento de agua.

Aunque no se han registrado efectos fisiológicos nocivos con un total de sólidos disueltos en el agua por encima de 1000 mg/l, se ha considerado, como regla, que sería inaceptable exceder este nivel, el cual se recomienda como valor guía (OPS, 1987).

Al observar los valores obtenidos y compararlos con las normas vigentes, es evidente que los sólidos disueltos no representan un problema para la planta potabilizadora, al evidenciar que las concentraciones encontradas están muy por debajo de los 1000 mg/l que marca la norma para agua potable y de los 500 mg/l que marcan los criterios para fuentes de abastecimiento (Tabla 6.8 y Figura 6.12).

Tabla 6.8. Sólidos disueltos de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

SÓLIDOS DISUELTOS mg/l						
Muestra #	Fecha	Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
1	02/jul/98	0.051	N.D.	1.02	0.40	10.4
2	04/sep/98	0.057	N.D.	2.24	1.38	4.31
3	25/sep/98	0.09	N.D.	2.36	2.25	2.32
4	06/nov/98	0.06	N.D.	1.02	1.29	4.02
5	30/nov/98	0.04	N.D.	0.11	0.02	1.21
6	11/ene/99	0	N.D.	0.23	0.94	3.12
7	09/feb/99	0.07	N.D.	0.01	0.02	3.16
8	02/mar/99	0.02	N.D.	0.09	0.60	1.02
9	12/abr/99	0	N.D.	0.01	0.80	0.96
Promedio lluvias		0.06	0	1.66	1.33	5.26
Promedio secas		0.06	0	0.09	0.48	1.89

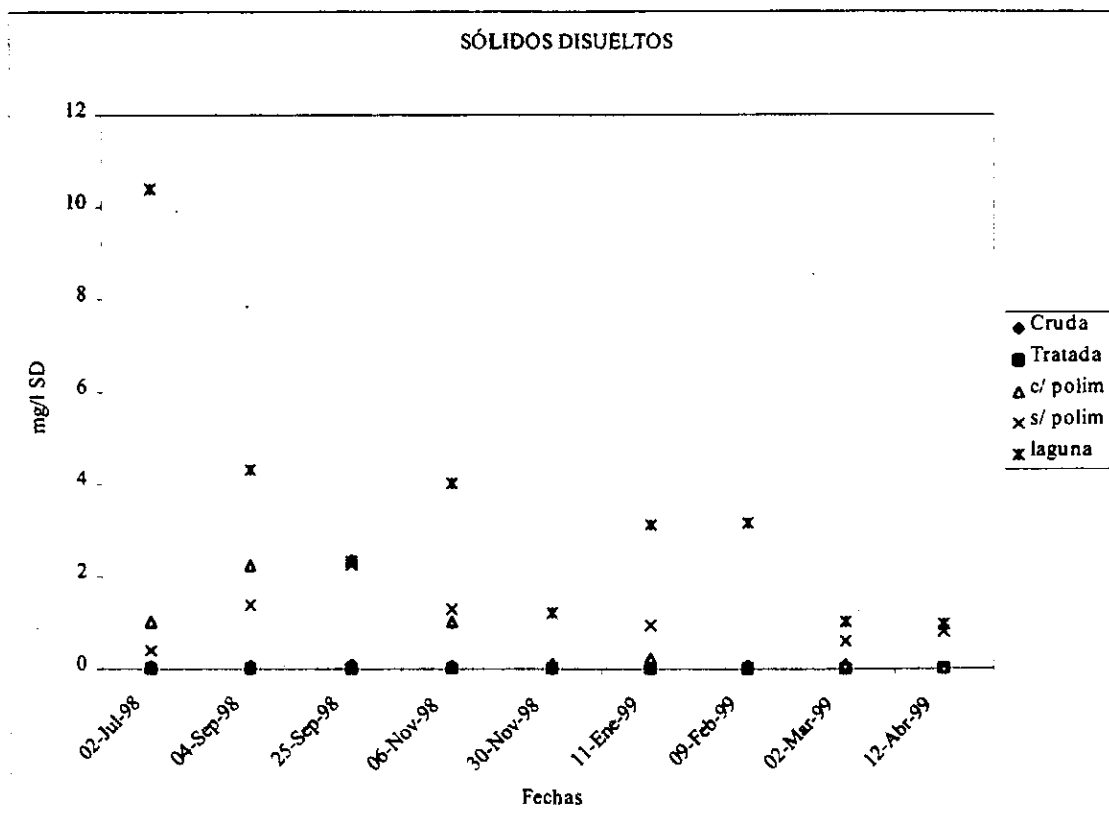


Figura 6.12. Sólidos Disueltos obtenidos en los diferentes muestreos

6.1.9 SÓLIDOS SEDIMENTABLES

Las normas vigentes no consideran a los sólidos sedimentables como un parámetro a considerar dentro de sus lineamientos, sin embargo, en este estudio se consideró que para el caso de las pruebas de toxicidad es importante tomarlos en consideración, debido a que de esta manera se puede tener un enfoque de los que puede ocurrir en los cuerpos de agua en que se vierten los lodos generados.

Con las muestras de agua y lodos con y sin polímero no se registraron valores elevados, al encontrarse que en la muestra con una mayor concentración (lodo s/polímero del 25 de septiembre), únicamente el 15% del volumen del líquido va a estar ocupado por los sólidos, quedando el 85% restante para el libre movimiento de los organismos y una gran porción de agua clara o en algunos casos, ligeramente turbia, para la captación de la luz necesaria para el proceso de fotosíntesis. Todo esto en el caso de que estos lodos se vertieran a un cuerpo de agua, como en realidad sucede.

Dentro de un cuerpo de agua la presencia excesiva de sólidos sedimentables además de la afectación originada por el recubrimiento en sí, condiciones anaerobias pueden ser desarrolladas dando como resultado el incremento en la solubilidad de los metales, tanto de los lodos como del suelo del fondo, reducción del pH, producción de olores y disminución en el Oxígeno necesario para soportar la vida acuática (Margalef, 1983).

Ahora bien, en el caso de los sólidos sedimentables encontrados en los lodos de la laguna, es alarmante la poca sedimentación que tienen los mismos, en el caso particular de la muestra del día 9 de febrero, se encontró que el 97% del volumen total del lodo está ocupado por los sólidos y únicamente queda el restante 3% libre (Tabla 6.9).

Tabla 6.9. Sólidos sedimentables de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

SÓLIDOS SEDIMENTABLES						
ml/l						
Muestra #	Fecha	Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
1	02/jul/98	0.5	N.D.	22	32	720
2	04/sep/98	0.6	N.D.	18	45	850
3	25/sep/98	1	N.D.	15	154	965
4	06/nov/98	0.3	N.D.	100	64	880
5	30/nov/98	0.2	N.D.	124	125	957
6	11/ene/99	0.1	N.D.	28	43	916
7	09/feb/99	0.1	N.D.	12	47	970
8	02/mar/99	0.2	N.D.	72	50	409
9	12/abr/99	0.1	N.D.	65	74	955
Promedio lluvias		0.60	0	38.75	73.75	853.75
Promedio secas		0.14	0	60.20	67.80	841.4

Por otra parte, si se comparan los resultados obtenidos con la adición de un polímero para una mejor sedimentación de los lodos, se observa que este cumplió su cometido, es decir, disminuir los volúmenes del lodo tanto en época de lluvias, como en época de estiaje (Figura 6.13).

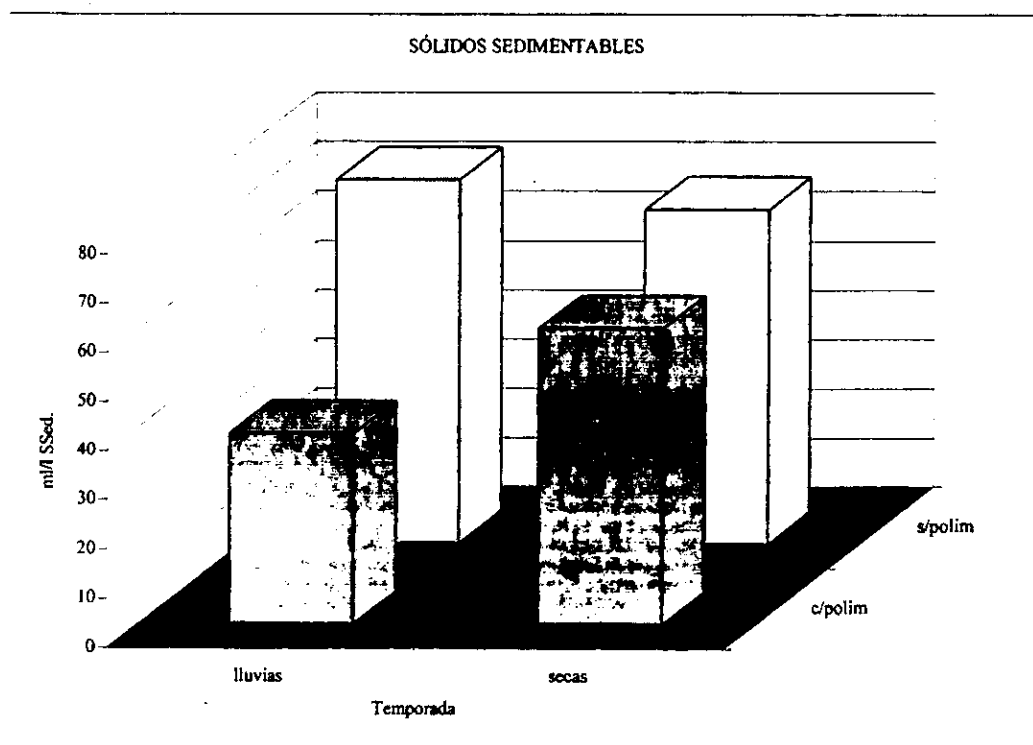


Figura 6.13. Sólidos Sedimentables obtenidos en las muestras de lodo con polímero y lodos sin polímero

6.2 ANÁLISIS DE METALES

De acuerdo a diversos estudios realizados, se ha encontrado que algunos iones metálicos como el Aluminio, Hierro y Manganeseo pueden actuar como catalizadores, acelerando la degradación o la transformación de sustancias tóxicas susceptibles (Duffus, 1983). De tal manera que es importante observar su comportamiento durante los diferentes muestreos.

En el agua cruda se detectó la presencia de los cuatro metales: Aluminio, Hierro, Manganeseo y Calcio, lo que puede indicar dos cosas, por una parte, la presencia de estos elementos de manera natural, o bien, la contaminación de las fuentes de abastecimiento por parte de los lodos vertidos por la misma planta hacia la laguna de desecación, y esto aunado a las concentraciones naturales de estos elementos.

Después del tratamiento de potabilización, todas estas concentraciones descienden de manera apreciable, como lo indican las concentraciones en el agua tratada, de tal forma que el tratamiento llevado a cabo tiene una capacidad de remoción importante.

6.2.1 COMPARACIÓN DE MÉTODOS DE ANÁLISIS DE METALES

Para la determinación de metales, tanto totales como disueltos se utilizó Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA) como Espectroscopía de Emisión por Plasma Acoplado por Inducción (ICP), para establecer la confiabilidad de las determinaciones realizadas. Se compararon los resultados obtenidos del total de muestras por el método estadístico de la Prueba t por pares o llamada también t apareada. Cuando se tienen muestras apareadas se trabaja con las diferencias de los pares de observaciones en vez de las observaciones individuales.

Esto se hizo con el fin de analizar las diferencias en las lecturas de los equipos y comprobar si es similar o diferente dicha lectura, ya que las dos metodologías están acreditadas como aceptables para la lectura de metales en agua (APHA, 1989).

Cabe aclarar que para realizar esta prueba estadística solo se consideraron las muestras de las cuales fue posible obtener lectura con los dos equipos.

Desarrollo del cálculo de la prueba de Hipótesis

$$H_0 \quad \mu_1 = \mu_2$$

$$H_1 \quad \mu_1 \neq \mu_2$$

$$t = \frac{\bar{D} - \Delta o}{\frac{S_D}{\sqrt{n}}}$$

con g.l. = n-1

- t = Prueba t de Student
 \bar{D} = media de diferencias
 Δo = Diferencia supuesta
 S_D = Desviación estándar de diferencias
 n = Tamaño de muestra

Comparación:

- $T_{calculada} > T_{tablas}$ Se rechaza H_0
 $T_{calculada} < T_{tablas}$ Se acepta H_0

De acuerdo al análisis de la información estadística obtenida con estas pruebas (ANEXO 7), se concluye que los equipos utilizados para la determinación de metales presentan diferencias significativas en sus lecturas, debido a la diferente sensibilidad que presenta cada aparato.

Con el fin de hacer más factible la interpretación de los datos se optó por utilizar únicamente los resultados obtenidos con el análisis de Espectrofotometría de Absorción Atómica, debido a que fueron realizadas un mayor número de lecturas con dicho instrumento.

6.2.2 ALUMINIO

El aluminio se encuentra distribuido extensamente en la naturaleza y es un constituyente de todos los suelos, plantas y tejidos animales, aunque en cantidades muy pequeñas. Como consecuencia de esta amplia distribución natural y de las actividades del hombre, el aluminio está presente en el aire, los alimentos y el agua, tanto en sus estados naturales como cuando están contaminados.

Los desechos industriales, la erosión, la lixiviación de minerales y suelos, la contaminación causada por el polvo atmosférico y la precipitación, son las vías principales por donde el aluminio entra en el medio acuático. El nivel de aluminio en el agua varía mucho, pudiendo exceder de 10 mg/l en la vecindad de las plantas donde es elaborado.

La mayor parte del aluminio empleado como coagulante se remueve en forma de sales insolubles de aluminio, que se sedimentan o remueven por filtración. Es esencial una operación cuidadosa de estos métodos para que el tratamiento del agua tenga éxito y asegure tanto un producto estéticamente agradable como una desinfección efectiva.

Si bien la finalidad del tratamiento del agua es dejar la menor cantidad de aluminio en el agua, siempre queda algo. Se ha informado de niveles de aluminio en el agua tratada que varían entre <0.01 y 2 mg/l. Conviene señalar que estos valores representan una dosis de "alumbre" doce veces mayor. Cuando los niveles de aluminio en el agua potable están por encima de 0.3 mg/l, suele ser indicio de fallas en las etapas de coagulación, sedimentación o filtración del tratamiento.

El agua filtrada en una moderna instalación de filtración rápida con arena no tendrá una concentración de Aluminio inferior a 50 µg/l (APHA, 1989).

De acuerdo al pH registrado en las muestras de agua cruda y que comprenden un rango que va de 6.9 a 7.3 (Tabla 6.1), la especie de aluminio resultante que predomina al final de la coagulación fue el hidróxido de aluminio $Al(OH)_3$, el cual es insoluble y ayuda a la desestabilización de la materia coloidal y su posterior remoción por medio de la coagulación por barrido de flóculos o bien, por adsorción y neutralización de carga.

Dentro de la problemática que maneja la planta potabilizadora de "Los Berros" se encuentra la excesiva adición de sulfato de aluminio como coagulante para la eliminación de turbiedad y color, este exceso de aluminio se ve reflejado en los altos niveles encontrados en las muestras a lo largo de todo el estudio (Tabla 6.10). Este excedente de aluminio se ocasiona por la inadecuada adición del sulfato, al estar recomendada únicamente su adición cuando las muestras de agua sobrepasan las 40 UTN (Unidades de Turbiedad), y al observar la Tabla 6.4 es evidente que esto solo ocurre en tres de

las muestras de la temporada de lluvias y en las restantes, o bien en toda la temporada de estiaje, optar por un tratamiento de potabilización sin etapa de coagulación, pero adicionando una etapa de filtros lentos, con lo cual se ahorraría gran cantidad del coagulante, además de la disminución en la obtención de lodos químicos, con lo cual se ocasionaría un menor daño ambiental a largo plazo.

Tabla 6.10. Aluminio total de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

ALUMINIO TOTAL						
mg/l						
Muestra		Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
#	Fecha	EAA	EAA	EAA	EAA	EAA
1	02/jul/98	15.23	0.81	32.52	22.21	138.65
2	04/sep/98	11.11	0.55	115.80	23.39	418.50
3	25/sep/98	14.28	0.78	174.25	276.15	454.20
4	06/nov/98	0.40	0.68	158.25	22.92	468.75
5	30/nov/98	2.06	1.40	23.29	222.35	163.10
6	11/ene/99	9.25	0.92	94	99.25	217
7	09/feb/99	0.77	1.25	7.37	11.81	1424
8	02/mar/99	0.52	0.35	78.40	27.53	301.80
9	12/abr/99	0.26	0.61	10.23	48.23	1508
Promedio lluvias		10.26	0.71	120.21	86.17	370.03
Promedio secas		2.57	0.91	42.66	81.83	722.78

Al observar la Figura 6.14 se hace evidente el aumento en la concentración de aluminio total en las muestras de lodo de la laguna en la época de secas (723 mg/l), siendo su concentración casi el doble de la encontrada como promedio para la temporada de lluvias (370 mg/l). Este fenómeno se origina por la desecación de la laguna durante la temporada de secas y la consecuente concentración de los compuestos en ella depositados.

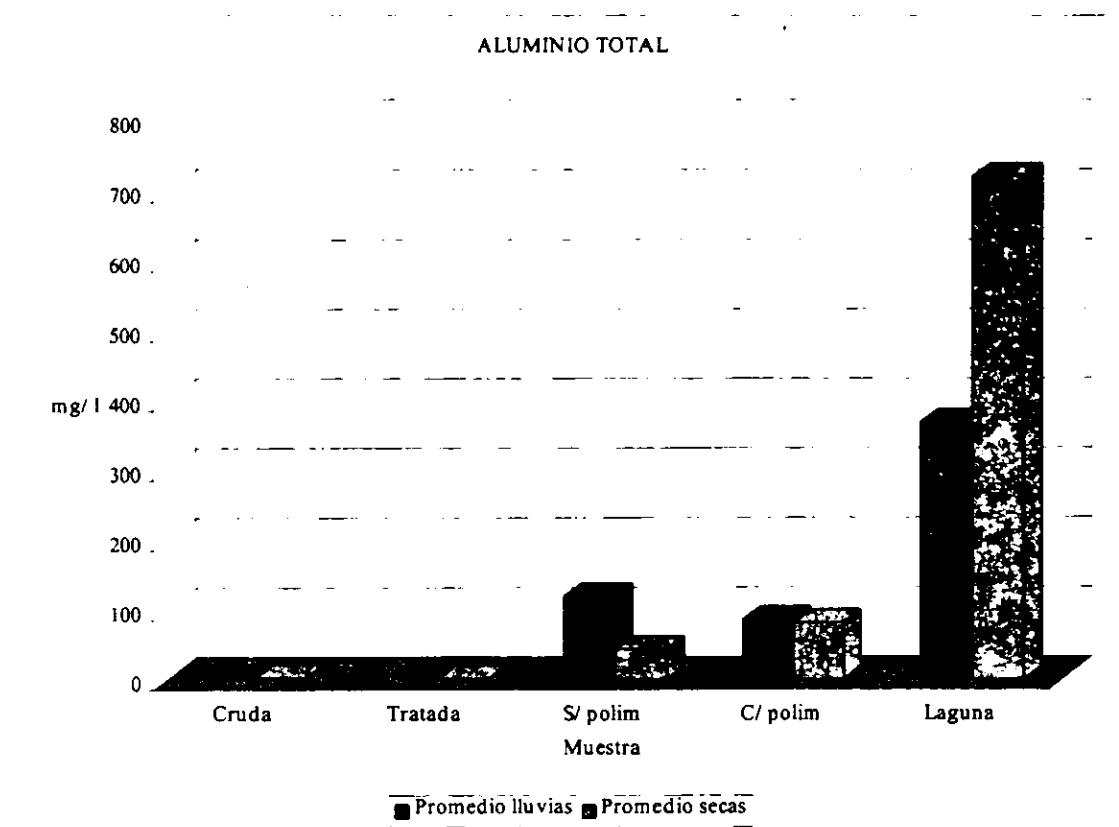


Figura 6.14. Comparación entre temporada de lluvias y secas de las concentraciones de aluminio total

Se determina que se está adicionando en demasía el sulfato de aluminio, al comparar los valores obtenidos con los establecidos por la norma de salud para agua potable (NOM-127-SSA1-1994) y los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89).

Ahora bien, para el caso del agua potable (Figura 6.15), en todos los muestreos se sobrepasa el límite permisible de Aluminio marcado por la norma, el cual está establecido en 0.2 mg/l y en el caso más extremo se rebasa este valor 7 veces (muestra del 6 de noviembre).

Desgraciadamente todavía no se ha establecido un nivel máximo de aluminio para el agua potable con fundamento en algún criterio de salud, debido a la complejidad de estos estudios, ocasionada por la variedad de vías de exposición e ingesta que se tienen y que tienen que estar avalados por estudios epidemiológicos. Sin embargo, se ha avanzado en este sentido al realizarse estudios en ratas y conejos, a los cuales se les suministra en el agua, diferentes concentraciones de aluminio equiparables a las encontradas en agua potable.

La presencia del aluminio en concentraciones superiores a 0.2 mg/l a menudo provoca quejas de los consumidores, debido a que causa la aparición de depósitos de una masa incrustante de

hidróxido de aluminio en los sistemas de distribución y acentúa la coloración del agua por el hierro; en ciertas circunstancias, concentraciones de 0.1 a 0.2 mg/l pueden plantear este tipo de problemas, siendo evidente que el agua potable generada en esta planta acarrearía dichos problemas, al presentar concentraciones mayores de aluminio a lo estipulado en la norma.

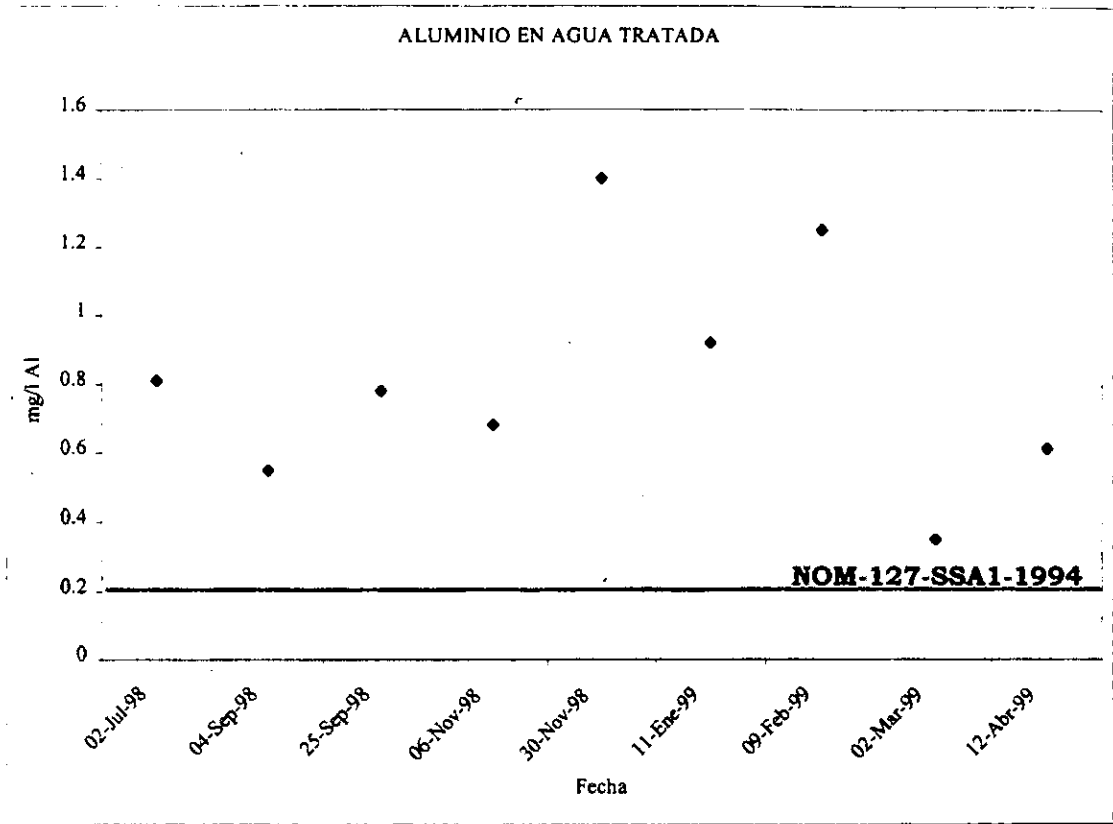


Figura 6.15. Concentración de Aluminio total obtenido en las muestras de agua tratada

El aluminio concentrado en las muestras de agua cruda sobrepasa con mucho los niveles máximos establecidos por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para fuentes de abastecimiento de agua potable, dicho límite se encuentra en 0.02 mg/l, y en el punto más extremo (25 de septiembre), este valor es excedido más de 700 veces. Este mismo hecho ocurre al comparar los resultados con los límites para protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulce, donde el límite es 0.05 mg/l, y este valor es rebasado más de 280 veces (Figura 6.16).

A nivel internacional existen varios estudios sobre los efectos y límites permisibles del aluminio sobre peces de agua dulce, principalmente con la Trucha arco-iris, pero en el caso de México solo dos especies de peces están registradas en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua

para acuicultura con sus respectivos límites permisibles en el caso específico del aluminio. Para el cultivo de la Carpa se tiene un valor de 0.2 mg/l y para el Bagre de 0.5 mg/l (CE-CCA-01/89 Agua Dulce).

Al realizar la comparación entre las concentraciones sugeridas por las normas y las obtenidas durante este trabajo, se vuelve palpable el hecho de que si se considerará únicamente al aluminio como factor de decisión para ubicar el uso que se otorgaría a esta fuente de agua superficial, en ninguno de los casos sería como fuente de agua de abastecimiento para agua dulce o bien para efectuar actividades de acuicultura.

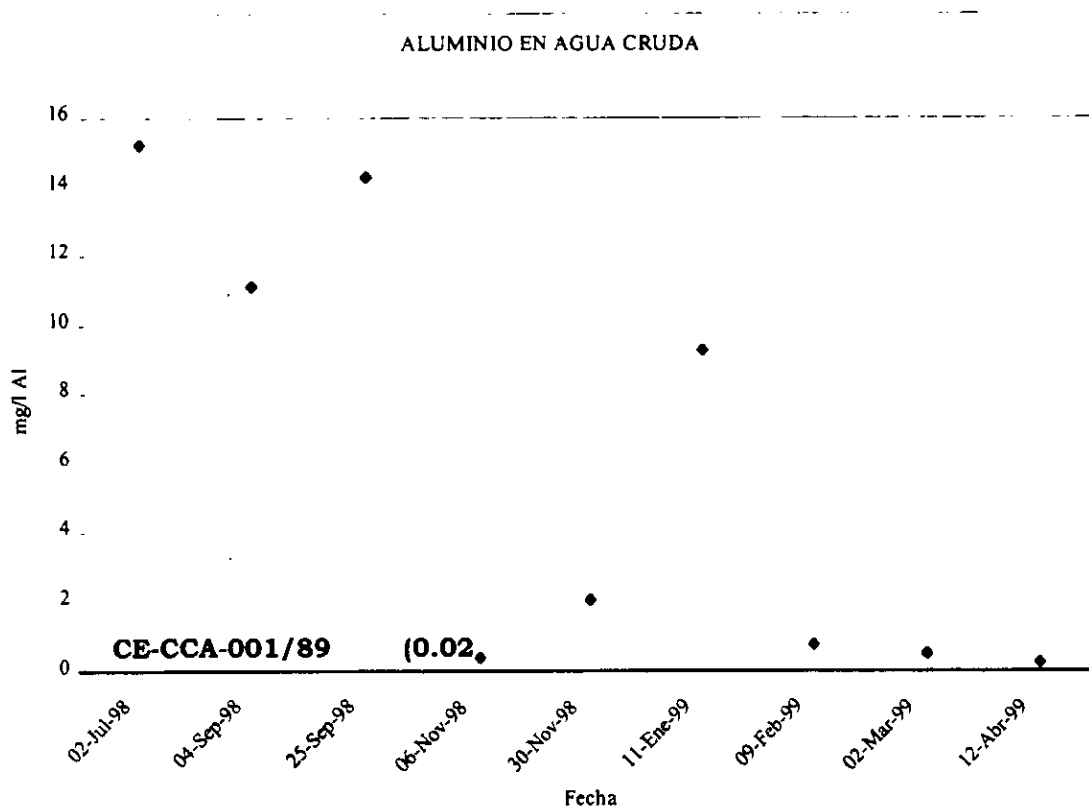


Figura 6.16. Concentración de Aluminio total obtenido en las muestras de agua cruda

6.2.3 HIERRO

El hierro es el cuarto elemento que más abunda por peso en la corteza terrestre y por su mayor concentración y por su necesidad para los organismos, es el más importante de estos elementos.

Por lo general, en las aguas de superficie el hierro se presenta en estado férrico (Fe III), en concentraciones que van de 30 a 1600 $\mu\text{g/l}$ en las aguas naturales (Margalef, 1983). La concentración de hierro en agua bien aireada rara vez es alta, pero bajo condiciones reductoras (las que pueden existir en aguas subterráneas, lagos o estanques), y en ausencia de sulfuro y carbonato, pueden encontrarse concentraciones altas de hierro ferroso soluble (OPS, 1987). En el agua se encuentra más hierro prácticamente accesible a los organismos que el que sería de esperar dados los equilibrios en función del pH y la concentración de oxígeno (Margalef, 1983).

El hierro es un elemento esencial en la nutrición humana. Se encuentra en una serie de proteínas de importancia biológica, como por ejemplo la hemoglobina y los citocromos, y también en muchas enzimas de oxidación-reducción y participa en el transporte de oxígeno, cuando interviene en el metabolismo animal (Vilée, 1988).

El hierro es considerado dentro de los micronutrientes vegetales y es absorbido por las plantas ya sea como ion ferroso (Fe^{+2}) o ion férrico (Fe^{+3}) y participa en la actividad enzimática y en la síntesis de la clorofila (Vilée, 1988).

Las concentraciones de hierro en el agua potable normalmente están por debajo de los 0.3 mg/l. La presencia de hierro en las aguas naturales puede ser consecuencia de la disolución de rocas minerales, del drenaje ácido de las minas, de lixiviaciones en rellenos, de sistemas de alcantarillado o industrias que elaboran hierro.

La presencia de hierro en los abastecimientos de agua potable es objetable debido a una serie de razones que no guardan precisamente relación con la salud. Bajo las condiciones de pH que existen en los abastecimientos de agua potable, las sales ferrosas son inestables y precipitan como hidróxido férrico insoluble, que se deposita formando un sedimento de color óxido rojizo. Un agua así suele tener un sabor desagradable y manchar la ropa de lavado y los artefactos y llaves de las instalaciones interiores.

El hierro encontrado en este estudio puede tener dos fuentes de origen, la natural, por disolución de las rocas minerales presentes en el cuerpo de agua, o bien, las impurezas ferrosas que presenta el sulfato de aluminio utilizado en la coagulación, o la suma de ambas fuentes. En cualquiera de estos casos, los niveles de hierro encontrados están muy cerca de lo óptimo (Tabla 6.11).

Tabla 6.11. Hierro total de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

HIERRO TOTAL mg/l						
Muestra		Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
#	Fecha	EAA	EAA	EAA	EAA	EAA
1	02/jul/98	3.02	0.24	7.13	4.51	36.35
2	04/sep/98	2.58	0.21	24.68	4.10	92.74
3	25/sep/98	4.83	0.23	56.71	83.19	87.19
4	06/nov/98	0.07	0.20	35.69	2.71	116.56
5	30/nov/98	0.59	0.16	4.94	45.09	34.15
6	11/ene/99	2.46	0.12	14.31	15.64	36.85
7	09/feb/99	0.23	0.34	1.02	1.68	220.99
8	02/mar/99	0.09	0.02	10.09	3.07	37.28
9	12/abr/99	0.07	0.18	0.92	4.16	156.49
Promedio lluvias		2.625	0.22	31.053	23.628	83.21
Promedio secas		0.688	0.164	6.256	13.928	97.152

Confrontando los resultados de las dos temporadas climáticas, al igual que en el caso del aluminio, se obtuvieron valores mayores en la época de lluvias, a excepción de los lodos de la laguna de desecación, debido al fenómeno de desecación que tiene su mayor efectividad durante la época de secas (Figura 6.17). Pero este aumento no fue tan notorio como en el caso del aluminio debido a las concentraciones tan diferentes que presentan estos metales.

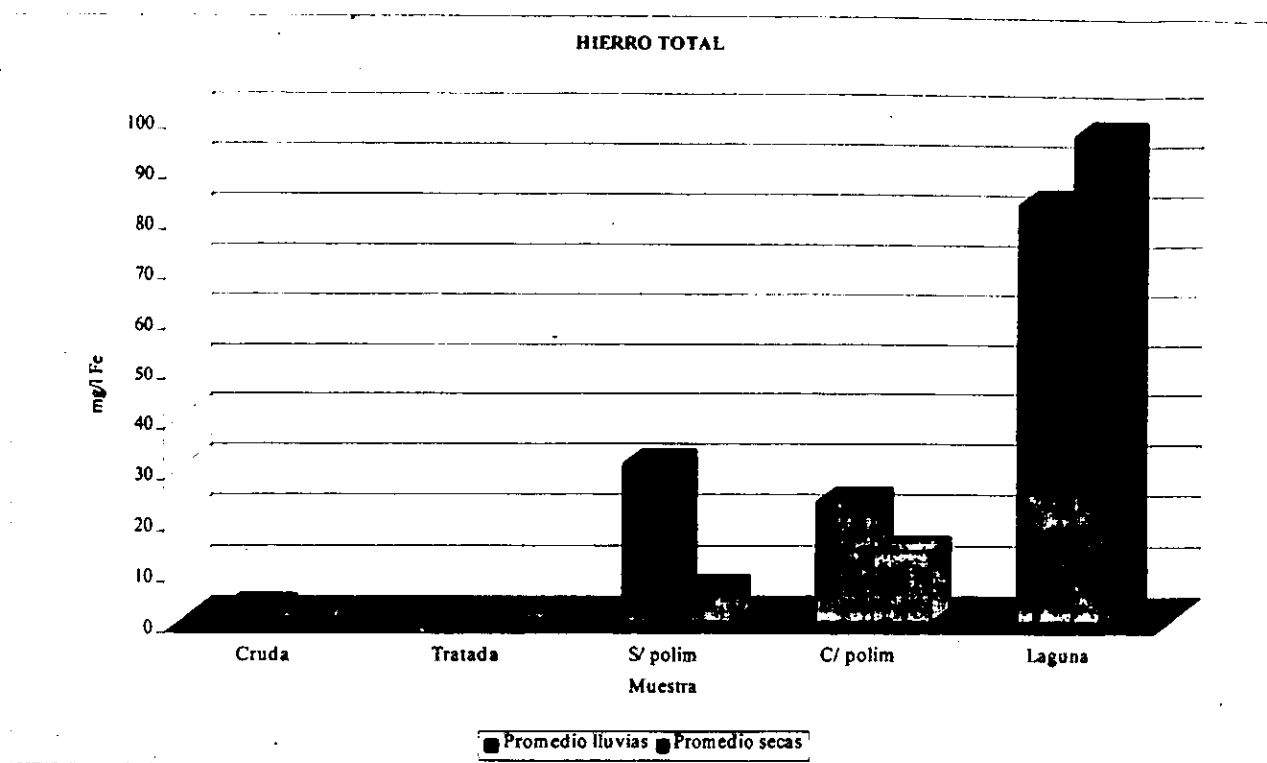


Figura 6.17. Comparación entre temporada de lluvias y secas de las concentraciones de hierro total

A diferencia de lo ocurrido con el aluminio, el hierro cumple casi cabalmente con la norma para agua potable, al caer el 89% de las muestras dentro del límite permisible, esto es, 0.3 mg/l. Siendo únicamente la muestra del día 9 de febrero la que sobrepasa dicho límite.

En este sentido se puede esperar que el agua potable de esta planta no genere quejas del público debido a incrustaciones ferrosas o coloración del agua debido a la presencia de hierro (Figura 6.18).

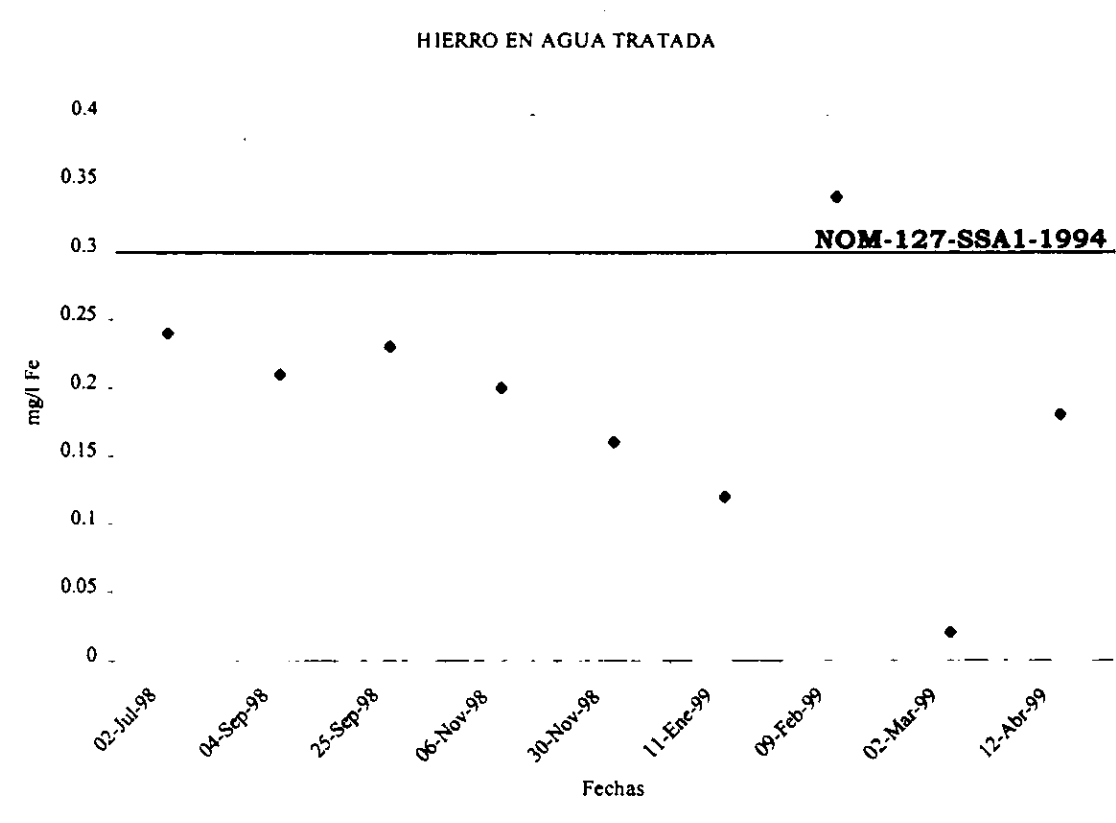


Figura 6.18. Concentración de hierro total obtenido en las muestras de agua tratada

Los criterios para fuentes de abastecimiento (CE-CCA-001/89), establecen un valor guía igualmente de 0.3 mg/l, de tal forma que el 55% de las muestras superan dicho límite y en el caso de los criterios para protección de la vida acuática en agua dulce, se encontró que tres de las cuatro muestras de agua cruda de la temporada de lluvias sobrepasan dicho límite, el cual está establecido en 1.0 mg/l y únicamente una muestra de la época de estiaje (11 de enero), excede dicho límite (Figura 6.19).

Al integrar estos resultados se hace evidente la necesidad de evaluar los cuerpos de agua durante todo un ciclo o más, esto con el fin de compaginar todas las variaciones que se pueden tener a lo largo de un año y no evaluar únicamente con una o varias muestras puntuales.

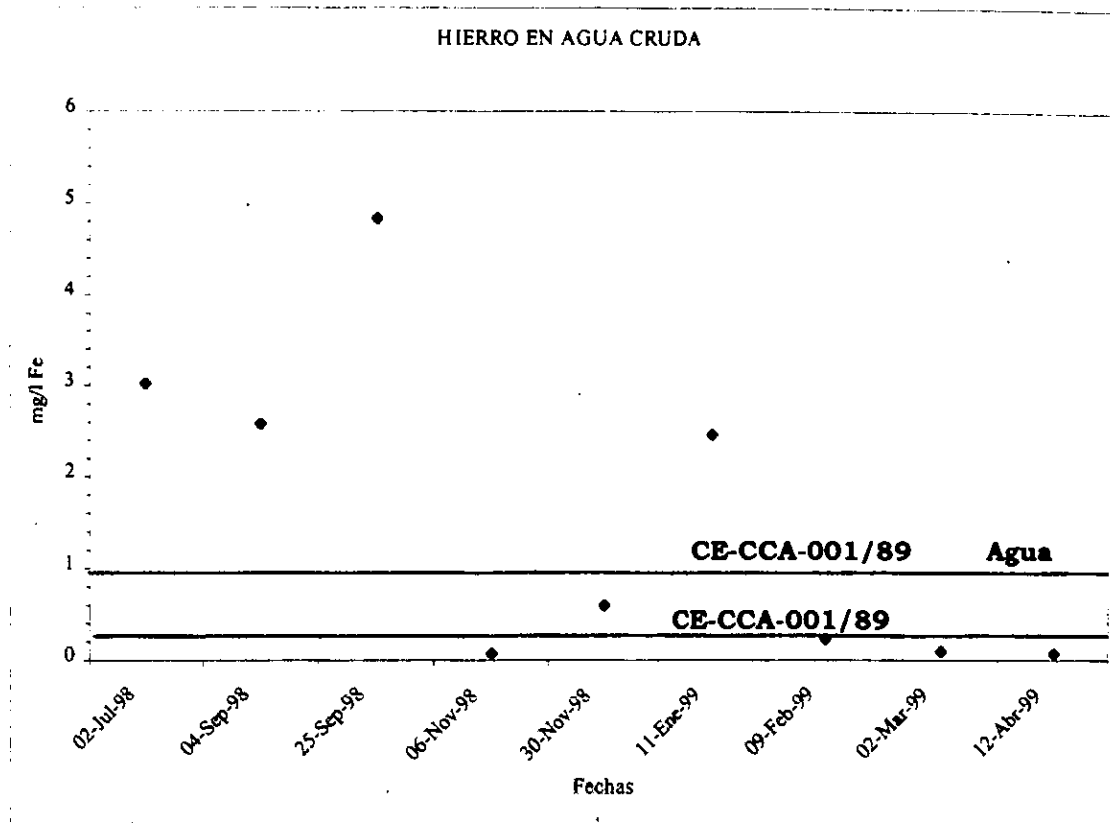


Figura 6.19. Concentración de hierro total obtenido en las muestras de agua cruda

6.2.4 MANGANESO

Es un elemento esencial para plantas, animales y microorganismos, ya que funciona principalmente como componente de varias enzimas, incluyendo varias en el ciclo del ácido cítrico de la respiración y del metabolismo del nitrógeno. También es considerado un micronutriente para los vegetales y penetra al tejido vegetal en forma de ion manganoso (Mn^{+2}), participa en las actividades enzimáticas al igual que el hierro (Vilée, 1988). Y en las plantas interviene no solamente en la síntesis de clorofila, sino también en el proceso de fotosíntesis, así como en el metabolismo de una hormona vegetal, la auxina (Nasson, 1979).

Cuando el manganeso está presente en las aguas superficiales naturales, ocurre tanto en forma disuelta como suspendida. El agua dulce puede contener de uno a varios miles de microgramos de manganeso por litro, según sea la ubicación. En diversos lagos de Canadá, Estados Unidos y Alemania, varían entre 1 $\mu g/l$ y aproximadamente 600 $\mu g/l$. Niveles más elevados se encuentran

algunas veces en las aguas fluviales que corren libremente, suelen ser consecuencia de la contaminación industrial (OPS, 1987).

El manganeso es un elemento esencial en los animales y el hombre, pero aproximadamente el 3% del manganeso que se ingiere llega a ser absorbido. Es necesario como cofactor en una serie de sistemas enzimáticos; desempeña un papel muy importante en el funcionamiento adecuado de las flavoproteínas y en la síntesis de los mucosacáridos sulfatados, el colesterol y la hemoglobina, así como en muchos otros sistemas metabólicos importantes (Raven y Johnson, 1992).

No se advierten efectos adversos para la salud humana con niveles diarios de ingesta de manganeso como los siguientes (OPS, 1987):

	Promedio (mg)	Escala (mg)
Alimentos	3	2.0 - 7.0
Agua	0.005	0.0 - 1
Aire	0.002	0.0 - 0.029

Al contrastar los valores de lluvias y secas, se observa la misma tendencia a encontrar valores mayores en los lodos de la laguna pertenecientes a la época de secas, estos resultados son un poco más de 4 veces mayores a los encontrados en la temporada de lluvias (Tabla 6.12).

El manganeso es el único de los metales analizados que obedece de manera rigurosa con el límite permisible acordado por la norma ambiental mexicana (NOM-127-SSA1-1994) para agua potable, dicho límite está marcado en 0.15 mg/l y todas las muestras están muy por debajo de dicho valor, es decir, ninguna de ellas excede los 0.06 mg/l.

Si se considera el valor dado por la Organización Panamericana de la Salud como el límite permisible para evitar efectos adversos para la salud humana por ingesta diaria de manganeso, todas las muestras rebasarían por mucho este límite, ya que está establecido en 0.005 mg/l de manganeso en agua.

Tabla 6.12. Manganeso total de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

MANGANESO TOTAL mg/l						
Muestra		Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
#	Fecha	EAA	EAA	EAA	EAA	EAA
1	02/jul/98	0.16	0.01	0.18	0.13	0.56
2	04/sep/98	0.17	0.01	0.44	0.17	1.88
3	25/sep/98	0.10	0.01	0.44	0.48	1.94
4	06/nov/98	N.D.	0.03	0.52	0.33	2.77
5	30/nov/98	0.04	0.01	0.24	0.89	0.98
6	11/ene/99	0.26	0.01	0.59	0.60	1.88
7	09/feb/99	0.02	0.06	0.12	0.14	21.40
8	02/mar/99	0.01	N.D.	0.69	0.33	3.16
9	12/abr/99	0.01	N.D.	0.24	0.54	13.97
Promedio lluvias		0.1433	0.015	0.395	0.2775	1.7875
Promedio secas		0.068	0.0267	0.376	0.5	8.278

N.D. No Detectado

Dentro de los criterios de abastecimiento no se encuentra establecido un valor guía en el caso del manganeso, únicamente se advierte el valor límite para la protección a la vida acuática en agua dulce, y establece que el nivel de manganeso no debe ir más allá de 0.1 mg/l, en este sentido, cuatro de las muestras de agua cruda pasan de este nivel (Figura 6.20).

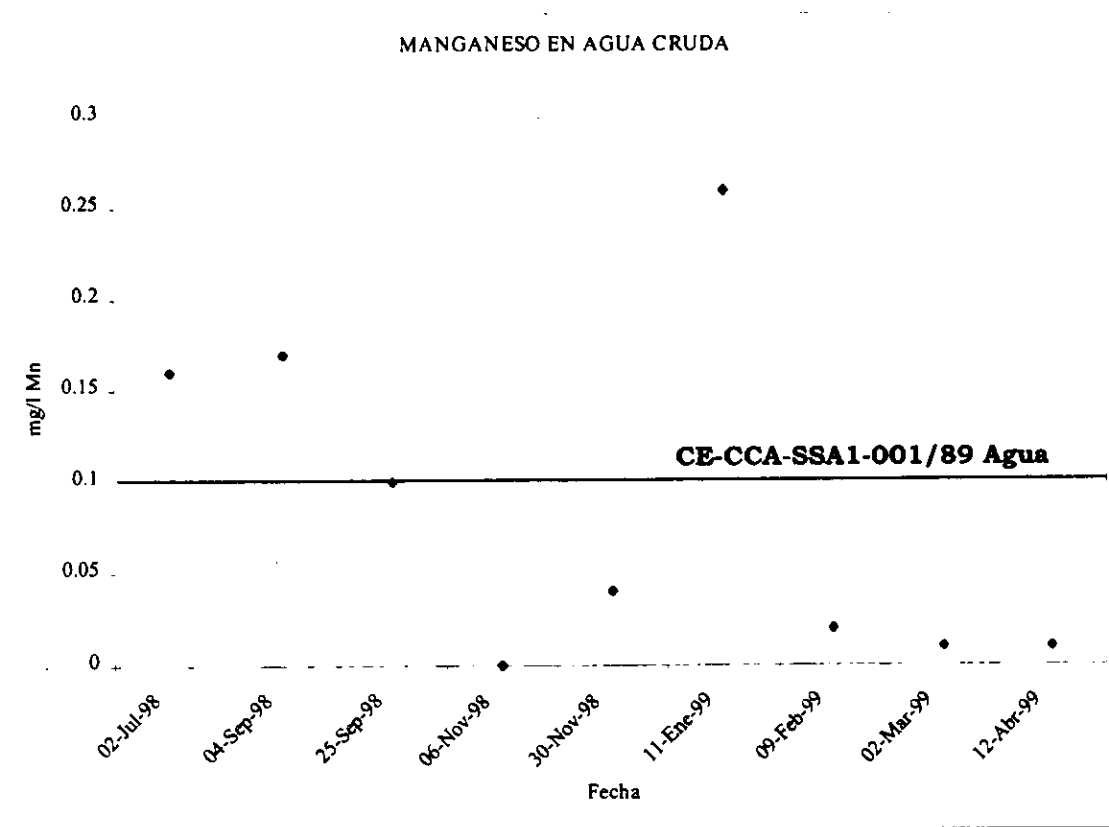


Figura 6.20. Concentración de manganeso obtenido en las muestras de agua cruda

6.2.5 CALCIO

En las aguas dulces la cantidad de calcio en solución depende del pH. A 20°C y un pH de 7, la concentración puede ser de 200 mg/l, a un pH de 8.2 es solo de 30 mg/l y si el pH es de 10.2 baja a menos de 10 mg/l (Margalef, 1983).

El calcio es considerado un macronutriente en el caso de las plantas y entra en forma de ion calcio (Ca^{+2}) y sus funciones principales son en la pared celular, la membrana plasmática y la actividad de varias coenzimas (Villem, 1988).

En algunos animales el calcio participa en el crecimiento de los huesos, dientes, coagulación, contracción muscular y en la actividad enzimática (Villem, 1988).

Del calcio únicamente se puede mencionar la comparación entre los niveles encontrados en las dos temporadas del año, ya que la normatividad ambiental no lo considera como elemento único, sino combinado como carbonato de calcio (CaCO_3), para la medición de la dureza.

Para los fines perseguidos en este trabajo, es importante obtener la concentración del calcio, al encontrarse íntimamente ligado con el aluminio en los procesos de toxicidad principalmente en plantas, según la literatura.

En general, los valores obtenidos durante la temporada de lluvias son mayores a excepción de los lodos sin polímero y lodos de la laguna. Repitiéndose nuevamente lo observado en los otros metales (Tabla 6.13).

Tabla 6.13. Calcio de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

CALCIO mg/l						
Muestra		Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
#	Fecha	EAA	EAA	EAA	EAA	EAA
1	02/jul/98	28.35	15.26	14.53	11.48	24.53
2	04/sep/98	26.63	18.83	25.83	16.18	32.53
3	25/sep/98	26.08	13.08	24.68	25.23	45.73
4	06/nov/98	7.48	10.43	22.11	13.98	32.83
5	30/nov/98	11.83	17.33	16.58	22.83	28.68
6	11/ene/99	17.03	10.78	17.31	19.43	32.33
7	09/feb/99	0.13	13.98	13.93	15.08	68.08
8	02/mar/99	10.85	10.38	14.63	13.83	26.48
9	12/abr/99	0.13	11.42	12.28	15.13	72.53
Promedio lluvias		22.135	14.4	21.788	16.718	33.905
Promedio secas		7.994	12.778	14.946	17.26	45.62

6.3 METALES DISUELTOS

Las sustancias tóxicas solubles en agua son transferidas con rapidez a las aguas naturales, ya sea por lixiviación del suelo o por precipitación a partir de la atmósfera. Su eliminación del agua depende de sus demás propiedades químicas. Algunas pueden descomponerse espontáneamente o volatilizarse. Otras pueden formar sales insolubles que precipitan y se incorporan a los sedimentos (Duffus, 1983).

La adsorción sobre materia particulada puede conducir a consecuencias semejantes o puede facilitar la ingestión por parte de los organismos que se alimentan filtrando el alimento. La absorción

por parte de los organismos acuáticos puede venir seguida por la transformación de las sustancias tóxicas en derivados de mayor o menor toxicidad y su acumulación o excreción subsiguientes. Puesto que muchos organismos acuáticos poseen la capacidad de concentrar solutos, sin que ello les cause daño, pueden actuar como amplificadores de las sustancias tóxicas, haciendo que éstas estén disponibles para los depredadores en concentraciones peligrosamente altas. Los depredadores pueden acumular estas sustancias en sus tejidos con concentraciones más altas que las existentes en las presas, debido a que consumen gran número de ellas (Duffus, 1983).

Los compuestos tóxicos en muchas ocasiones solo pueden causar daño a los organismos cuando se encuentran en forma disuelta, ya que es la manera principal en que pueden incorporarse al metabolismo; por esta causa es la fracción disuelta la que resulta de mayor interés, motivo por el cual se decidió no realizar una digestión fuerte de las muestras y únicamente hacer una digestión suave de las mismas para así obtener la fracción disuelta de dichos metales.

En el caso del calcio y el manganeso no fue posible obtener las lecturas de todas las muestras debido a que las concentraciones de estos metales en su forma disuelta, fueron menores a las posibilidades de detección de los instrumentos. Es por ello que únicamente se hace la evaluación del aluminio y el hierro presentes.

6.3.1 ALUMINIO DISUELTO

Al observar los resultados obtenidos del aluminio disuelto en las diferentes muestras es palpable la necesidad de llevar a cabo programas más eficientes de purificación de agua, debido a que aún en concentraciones disueltas el aluminio presente en el agua potabilizada (agua tratada) excede lo establecido por la normatividad mexicana vigente (NOM-127-SSA1-1994). En algunos casos sobrepasa este límite de manera excesiva (11/ene/99 y 2/mar/99) (Tabla 6.14).

Al establecer la confrontación de los resultados obtenidos en las dos temporadas climáticas, se observa que en promedio las muestras de la época de secas presentan concentraciones mayores de aluminio disuelto en las muestras de agua potable o tratada.

Superar estos límites aún en su forma disuelta, permite vislumbrar una serie de efectos tanto a nivel ambiental como a nivel humano, por lo expuesto con anterioridad sobre los efectos del aluminio.

Asimismo los criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89) en su apartado para fuentes de abastecimiento de agua potable establecen como límite 0.02 mg/l de aluminio total y de acuerdo a los resultados obtenidos con la fracción disuelta de este elemento en las muestras de agua cruda, se excede este límite en casi todos los casos, a excepción de la muestra del 9/feb/99 (Tabla 6.14).

Estos mismos criterios establecen como valor máximo para la vida acuática una concentración que no sobrepase los 0.05 mg/l de Aluminio total, sin embargo, este límite es superado en casi la totalidad de los casos, a excepción del 11/ene/99 y 9/feb/99 (Tabla 6.14).

Dentro de los resultados obtenidos en las muestras de agua cruda era factible encontrar concentraciones mayores de aluminio disuelto en los casos de época de lluvias debido a la mayor adición de sulfato de aluminio en esta temporada propiciada por el aumento de sólidos disueltos ocasionados por el mayor arrastre de material, y que una mayor proporción de los lodos excedentes de la Planta potabilizadora lleguen nuevamente a las fuentes de abastecimiento.

Tabla 6.14. Aluminio disuelto de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

ALUMINIO DISUELTTO						
mg/l						
Muestra		Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
#	Fecha	EAA	EAA	EAA	EAA	EAA
1	02/jul/98	0.8	0.02	0.11	0.221	0.51
2	04/sep/98	0.7	0.02	0.23	0.49	4.49
3	25/sep/98	1.02	0.02	0.21	0.18	1.11
4	06/nov/98	0.4	0.04	1.35	0.36	1.13
5	30/nov/98	0.17	0.03	0.94	0.09	0.31
6	11/ene/99	0.03	0.21	0.25	0.15	0.15
7	09/feb/99	0.01	0.06	0.12	0.1	0.25
8	02/mar/99	0.7	0.46	0.08	0.11	0.11
9	12/abr/99	0.22	0.02	0.16	0.37	0.66
Promedio lluvias		0.73	0.025	0.475	0.268	0.662
Promedio secas		0.226	0.156	0.31	0.183	0.292

6.3.2 HIERRO DISUELTO

En el caso del Hierro disuelto, no se registró ningún valor que sobrepasara los límites establecidos por la normatividad, tanto para agua cruda como para agua tratada, y esto era de esperarse, debido a que casi la totalidad de las concentraciones de Hierro total encontradas en las muestras están dentro de la norma para agua potable (Fig. 6.18). Dicha normatividad establece un límite de 0.3 mg/l (Tabla 6.15).

En el caso del agua cruda como fuente de abastecimiento para agua potable, las muestras presentan concentraciones por debajo de lo requerido por los criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89), tanto para fuente de agua potable (0.3 mg/l), como para el sostenimiento de la vida acuática en agua dulce (1.0 mg/l).

Tabla 6.15. Hierro disuelto de las muestras obtenidas en los muestreos realizados en la planta "Los Berros"

HIERRO DISUELTO						
mg/l						
Muestra		Agua Cruda	Agua Tratada	Lodo C/Polímero	Lodo S/Polímero	Lodo Espesado
#	Fecha	EAA	EAA	EAA	EAA	EAA
1	02/jul/98	0.04	0.02	0.02	0.02	0.03
2	04/sep/98	0.07	0.03	0.01	0.03	0.14
3	25/sep/98	0.10	0.01	0.03	0.03	0.11
4	06/nov/98	0.06	0.02	0.12	0.03	0.12
5	30/nov/98	0.04	0.03	0.03	0.05	0.05
6	11/ene/99	0.01	0.02	0.03	0.02	0.01
7	09/feb/99	0.02	0.02	0.02	0.02	0.04
8	02/mar/99	0.04	0.04	0.02	0.02	0.03
9	12/abr/99	0.04	0.01	0.01	0.04	0.06
Promedio lluvias		0.0675	0.02	0.045	0.0275	0.1
Promedio secas		0.03	0.024	0.022	0.03	0.038

6.4 PRUEBAS DE TOXICIDAD

Dentro de la ingeniería ambiental ha sido necesario implantar técnicas para el análisis de las aguas superficiales con referencia a los contaminantes, y existe actualmente en el ámbito internacional la tendencia de combinar y complementar los análisis fisicoquímicos con pruebas biológicas o bioensayos de toxicidad, por lo que se han desarrollado un amplio número de investigaciones en diversos países, sin embargo, en México los ensayos con organismos son poco conocidos y las publicaciones son escasas (Mendoza y Cortés, 1994).

En México, desgraciadamente la evaluación de la toxicidad de los contaminantes en el ambiente, está enfocada únicamente a los parámetros fisicoquímicos, determinándose sólo de manera cualitativa, y en contadas ocasiones de manera cuantitativa, dado que esta información sólo puede ser generada a partir de pruebas de toxicidad específicas, las cuales pueden cubrir y complementar algunos aspectos desventajosos de los análisis fisicoquímicos. Estas pruebas nos permiten obtener respuestas del daño a la biota y a los ecosistemas de manera rápida, aún cuando las miles de sustancias químicas potencialmente tóxicas contenidas en los efluentes puedan o no ser detectadas por los análisis rutinarios, ya que la gran diversidad, extensión y complejidad de los mismos hacen casi imposible su caracterización completa. Asimismo, ayudan a monitorear el ambiente incluso cuando es difícil predecir el efecto conjunto que se produce con la interacción de las sustancias o de los factores ambientales y en cualquiera de los casos, la única finalidad de las pruebas de toxicidad es mostrar los factores que de alguna manera alteran el desarrollo de los organismos, evidenciando la necesidad de efectuar estudios más detallados de dichas sustancias.

Por otra parte, los resultados del estudio dejan muy clara la importancia de evaluar la presencia de compuestos tóxicos mediante una batería de pruebas con diversos organismos, al tiempo que dejan ver la dificultad existente para su adecuada interpretación; y la necesidad de establecer criterios que permitan una interpretación sistemática de los resultados.

Los organismos empleados en el presente estudio son los más utilizados en Estados Unidos y Canadá; sin embargo, es necesario investigar sobre los grupos que serían más adecuados para usar en el país, tomando en cuenta su sensibilidad a los elementos tóxicos, su abundancia en el ambiente, su facilidad de manejo y reproducción, además de las sustancias tóxicas que tengan más posibilidades de ser vertidas; de forma tal que los resultados que se obtengan puedan representar lo que ocurre en algunos ecosistemas del país.

No resulta muy adecuado evaluar sustancias tóxicas con organismos que pueden ser más o menos sensibles que aquellos que se desarrollan en nuestros ecosistemas; o que sus temperaturas de

cultivo sean más bajas que las que prevalecen en nuestro medio, dado que se pudiera subestimar, en este último caso la acción del compuesto en estudio.

Como se mencionó en la metodología, se practicaron pruebas con *Daphnia magna*, *Panagrellus redivivus* y *Lactuca sativa*.

6.4.1 PRUEBA DE TOXICIDAD AGUDA CON *Daphnia Magna*

Los organismos utilizados para estas pruebas fueron proporcionados por el laboratorio de Bioensayos del Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (CENICA-INE), donde a su vez fueron realizados los bioensayos correspondientes.

Las daphnias o pulgas de agua son organismos filtradores, que reúnen con sus cerdas filtrantes pequeñas partículas o bien, se apoderan de otros animales más pequeños y sirven de alimento a muchas criaturas más grandes. Y juegan un papel muy importante en los ecosistemas acuáticos (Villem, 1988).

Cada especie biológica posee una fisiología particular que la hace más o menos vulnerable a los cambios que se producen en el medio en el que vive. Por esta razón, no todos los organismos reaccionan de la misma manera ante un agente tóxico o una mezcla de ellos. En el caso particular de este estudio *Daphnia magna* resultó ser la especie menos sensible, mostrando una respuesta determinante solo en el caso de las muestras de la laguna de desecación y las muestras de lodo con polímero y sin polímero del 2 de julio, cuyas *unidades de toxicidad* fueron superiores a 1.0 como se observa en la Figura 6.20. Este hecho significa que en dichos puntos el agua resulta letal para más del 50% de los organismos expuestos. Entendiéndose como *unidad de toxicidad* el inverso de la CL_{50} , multiplicado por 100.

Pero debe quedar claro que al obtenerse *unidades de toxicidad* mayores que cero, se están teniendo efectos tóxicos aunque estos estén originados por concentraciones mayores al 100% de la muestra, lo cual podría ser indicativo de lo que posiblemente ocurriera en los cuerpos de agua, al vertirse de manera continua este tipo de desechos y los organismos entrar en contacto continuo con ellos y no se presenten únicamente efectos agudos, sino a su vez, efectos crónicos.

En la bibliografía *Daphnia magna* figura como una especie de muy alta sensibilidad a tóxicos ambientales (Gherardi, 1983), pero en este tipo de muestras el rango de detección de *Daphnia magna*

fue limitado para demostrar la presencia de sustancias tóxicas, al ser la prueba de toxicidad de tipo agudo, la respuesta observada es categórica, es decir el organismo muere o no.

El hecho de encontrar un valor pequeño de toxicidad aguda con *Daphnia magna* no es indicativo de que no sean afectados estos organismos en lo absoluto; los resultados lo único que indican, es que las muestras no contienen sustancias tóxicas que les ocasionen la muerte inmediata, lo cual no descarta la posibilidad de que dichas sustancias le pudieran estar induciendo algún cambio o alteración a nivel fisiológico; para evidenciar este tipo de efectos es necesario realizar pruebas de toxicidad subaguda y/o crónica.

Sin embargo, es evidente que se presenta un efecto nocivo sobre las poblaciones de estos cladóceros, provocando posiblemente una disminución en el tamaño de la población, la cual podría desencadenar un desequilibrio ecológico ocasionado por la falta de alimentación para especies mayores.

Además de considerar que no será la única especie afectada, ya que la gran mayoría de microcrustaceos y microorganismos serán afectados de manera similar.

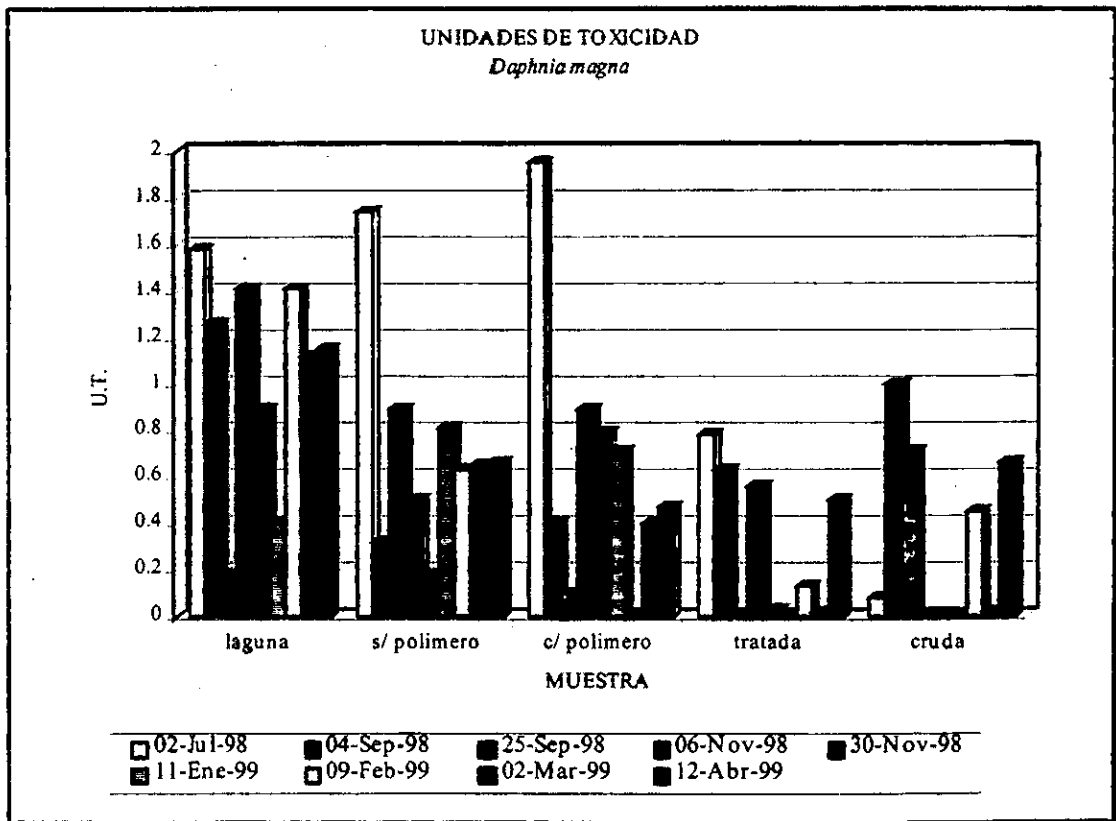


Figura 6.21. Unidades de Toxicidad de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros mediante el bioensayo con *Daphnia magna*

6.4.2 PRUEBAS DE TOXICIDAD CRÓNICA CON *Panagrellus Redivivus*

Los estudios con *P. redivivus* son muy poco conocidos en México, a la fecha sólo se han utilizado en el Laboratorio de Bioensayos del CENICA, en donde se han obtenido resultados que indican que es un organismo con muy alta sensibilidad. Es reportado también por Dutka *et al.*, (1990) como un organismo con mayor sensibilidad incluso que el Microtox^{MR}, que es un kit para pruebas de toxicología acuática muy utilizado a nivel mundial en el cual se utiliza la bacteria *Vibrio fischeri*.

Los organismos utilizados para este bioensayo fueron proporcionados por dicho laboratorio, los cuales fueron previamente aclimatados de una donación realizada por el gobierno de Canadá.

Los nemátodos existen en casi todos los hábitats acuáticos y húmedos concebibles, desde el suelo hasta los océanos. La mayor parte del medio millón calculado de especies de nemátodos conocidas son de vida libre. A causa de su sorprendente cantidad, los nemátodos de vida libre son un eslabón esencial en la organización ecológica de la tierra, ya que son el grupo más numeroso y cosmopolita de los organismos que se alimentan de hongos y bacterias (fitófagos) y son de gran importancia en las cadenas alimenticias que se basan en los desintegradores, a su vez, pueden ser carnívoros y alimentarse de pequeños metazoarios, incluyendo otros nemátodos o bien alimentándose de pequeñas partículas del sustrato (Villem, 1988).

En el presente trabajo se observó que este nemátodo tiene un rango de detección más amplio que *Daphnia magna* y *Lactuca sativa*. Al ser una prueba crónica permite tener un espectro más amplio de respuesta, esto es, tiene diferentes tipos de impacto, afectando sobrevivencia, maduración, crecimiento y/o adaptabilidad. Como se aprecia en los resultados obtenidos con los bioensayos realizados con *P. redivivus* la sensibilidad de esta especie a la toxicidad de estas muestras es elevada.

6.4.2.1 SOBREVIVENCIA DE LA POBLACIÓN

La sobrevivencia está definida como el porcentaje de una población original que supera una etapa o edad de vida, sin considerar las condiciones en las cuales cumple este cometido (Raven y Johnson, 1992), y para los fines de este estudio se considera como el porcentaje de sobrevivientes en la población expuesta, con relación a los sobrevivientes en la población control, al completar el tiempo requerido de desarrollo, esto es las 96 horas requeridas para integrar su ciclo de vida.

Observando la Figura 6.22 se puede apreciar que en su conjunto las muestras de los diferentes tipos de agua y lodo no generaron gran mortandad entre las poblaciones de nemátodos, ya que de manera general alcanzaron de un 96 a un 102% de sobrevivencia con referencia a la sobrevivencia de la población testigo, no así, las muestras de septiembre correspondientes a lodos de la laguna o sin polímero, las cuales tuvieron un menor porcentaje de sobrevivencia, al obtener un valor de 87% y 82% respectivamente.

De acuerdo a lo establecido por los lineamientos de la prueba de toxicidad, si se obtiene una sobrevivencia menor al 90% relativo a los controles, se indica la presencia de materiales activos en procesos esenciales ya sea bioquímicos o fisiológicos.

La sobrevivencia de los organismos no fue inhibida significativamente en ninguno de los casos analizados de acuerdo a la prueba de Xi cuadrada (X^2) efectuada, al no obtenerse en ninguno de ellos un valor que sobrepasara los 5 puntos.

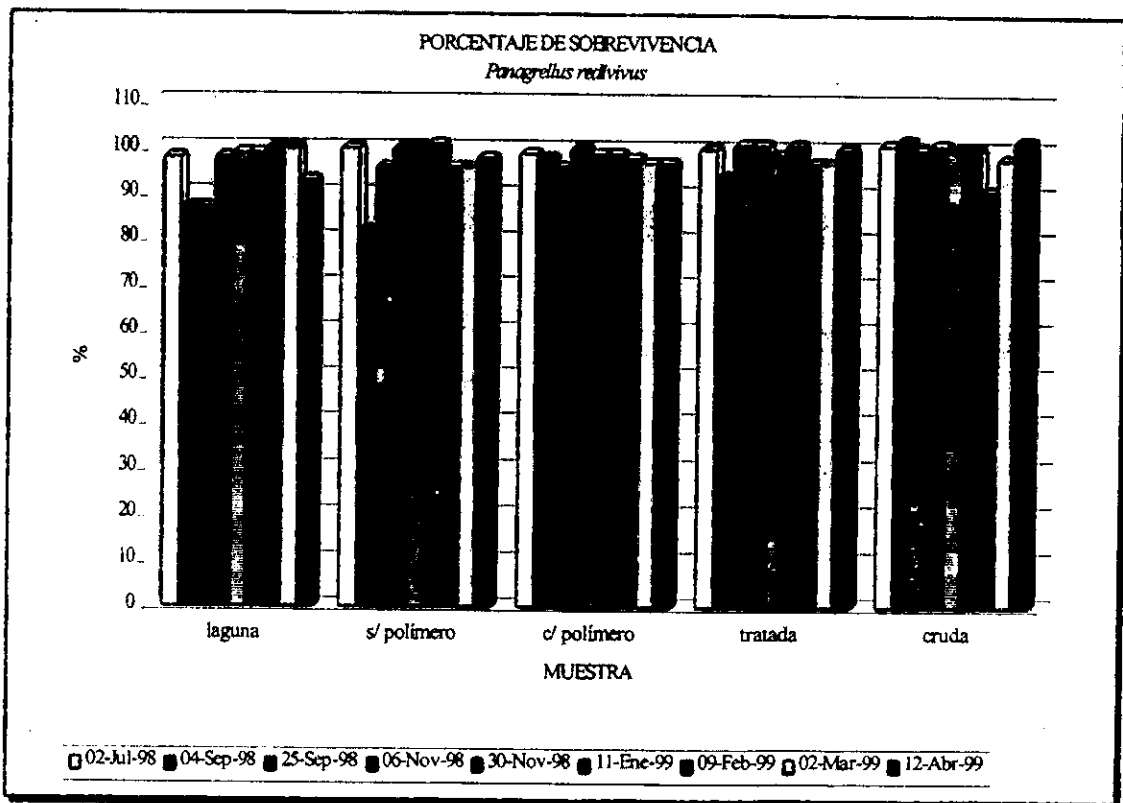


Figura 6.22. Sobrevivencia del nemátodo *Panagrellus redivivus* por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros

6.4.2.2 MADURACIÓN DE LOS ORGANISMOS

Para este trabajo la maduración es considerada como el conjunto de transformaciones que sufre un organismo antes de llegar a la etapa adulta y ser apto para reproducirse (Raven y Johnson, 1992).

Esta etapa de la prueba evalúa la inhibición de la maduración, establecida a partir del conocimiento de que la transformación del estadio J₄ a adulto requiere de esteroides y de la utilización excesiva de información genética. La inhibición específica de esta etapa de desarrollo sugiere efectos tóxicos a nivel genético. Y se cuantifica la inhibición de esta transformación final en la población experimental con relación a la maduración de la población control.

Al analizar los resultados obtenidos en la prueba subletal representada por daños genotóxicos y reflejada en la maduración de los organismos, se observa principalmente afectada en el caso de los lodos de la laguna y en menor medida los lodos con polímero y sin polímero, obteniéndose en estos casos valores muy por debajo del 100 % de maduración. Es importante observar que todas las poblaciones analizadas fueron afectadas en menor o mayor grado a nivel genotóxico, es decir, no alcanzaron el estadio adulto después de las 96 horas que duran los bioensayos, mostrando un daño genético. (Figura 6.23).

De acuerdo a lo establecido por la prueba de toxicidad, si se obtiene una maduración menor al 85% relativo a los controles, se sugiere la presencia de materiales que inhiben el funcionamiento genético normal en el organismo, y esto se observa en el 36% de las muestras, siendo en su totalidad las poblaciones sometidas al lodo de la laguna, seguidos por los lodos con polímero y sin polímero.

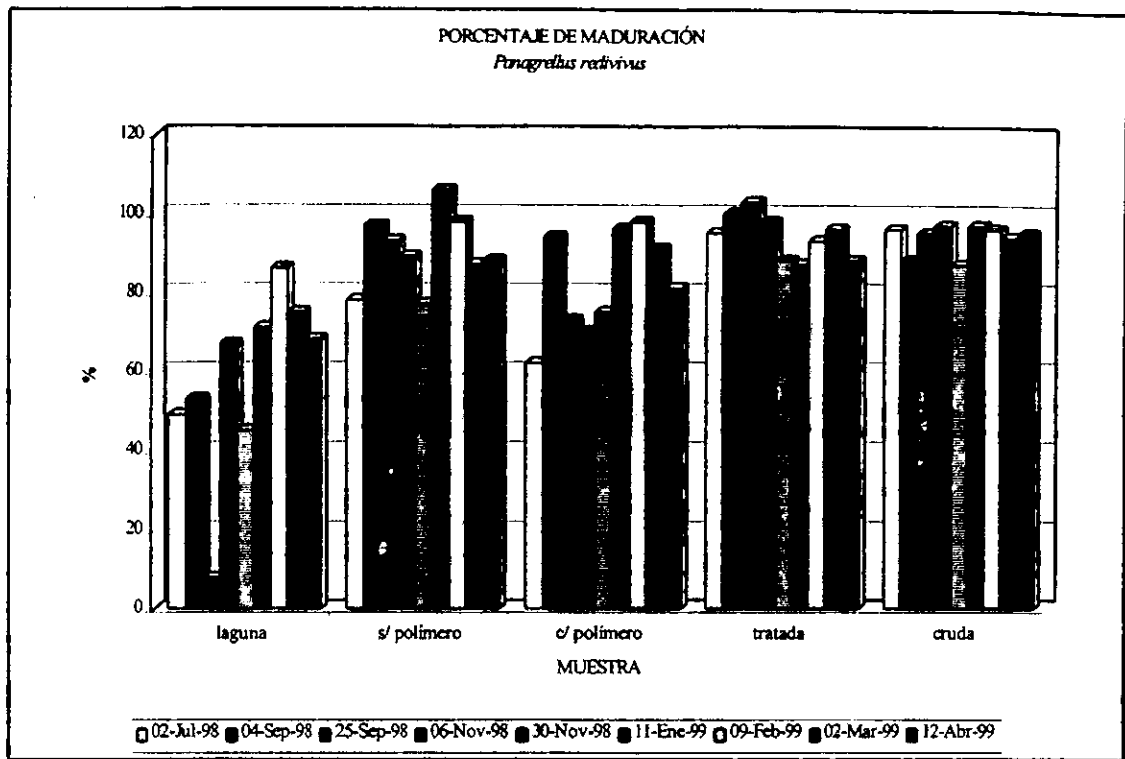


Figura 6.23. Maduración del nemátodo *Panagrellus redivivus* por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros

Desde el punto de vista ecológico, si se compagan los resultados de maduración y sobrevivencia, se hace evidente que, estos resultados representan una problemática grave a largo plazo y difícil de resolver. Así por ejemplo, si las sustancias contaminantes ocasionaran la muerte de un gran número de individuos de una población, en un momento dado los organismos sobrevivientes podrían reproducirse y restablecer el tamaño original de dicha población cuando los contaminantes hayan sido controlados. Sin embargo, si los organismos no llegan a morir y sobreviven heredando el daño genético a sus descendientes, el deterioro ecológico persistiría por un gran número de generaciones aun cuando los agentes tóxicos hayan sido erradicados.

Con la problemática que esto conlleva al implicar efectos genéticos que pueden derivar en el deterioro de la especie o disminución del tamaño de la población. Siendo importante de considerar, dado la relevancia biológica que tienen los nemátodos de vida libre dentro de los ecosistemas acuáticos.

Al efectuarse la prueba estadística de χ^2 para comprobar existencia de inhibición, se obtuvo a diferencia de lo ocurrido con la sobrevivencia y el crecimiento, la maduración de la población se vio

fuertemente inhibida al efectuar todas las pruebas con los lodos que contenían polímero, los lodos de la laguna y en tres de las muestras de la época de lluvias de los lodos sin polímero.

De cualquier manera las pruebas que ocasionaron una mayor inhibición siempre fueron las realizadas con lodos de la laguna, lo cual implica el alto riesgo que se corre de afectar los ecosistemas acuáticos de los ríos circundantes y abastecedores de la planta potabilizadora, debido al desbordamiento de la propia laguna de desecación de los lodos y la llegada de estos a los cuerpos de agua y la consiguiente inhibición de la maduración en las poblaciones acuáticas existentes.

6.4.2.3 CRECIMIENTO DE LA POBLACIÓN

Todos los seres vivos aumentan de tamaño durante el curso de su vida. El verdadero crecimiento se caracteriza por un aumento de la masa protoplasmática o de los tejidos con división celular, crecimiento celular o ambos. Muchos organismos presentan un considerable crecimiento y sufren procesos de desarrollo, después, a la larga, envejecen y mueren (Raven y Johnson, 1992).

El tercer efecto tóxico detectado es la inhibición del crecimiento, cuando un número significativo de organismos probados no alcanza el estadio J_4 o adulto.

En este sentido, solo se tuvo un caso donde se encontró un porcentaje de crecimiento menor al 80 % (lodo sin polímero del 4 de septiembre), pero todos las demás poblaciones mostraron un porcentaje de crecimiento mayor al 90% y en el caso del agua tratada, casi el 100% de las poblaciones expuestas alcanzaron un índice de crecimiento igual al de la población control (Figura 6.24).

Las poblaciones que sufrieron un efecto menor fueron nuevamente las sometidas a las muestras de agua tratada, ya que seis de las nueve poblaciones expuestas alcanzaron un índice de crecimiento igual al de la población control.

Y en las muestras que se observó un efecto leve, aunque notorio fue en las muestras de los lodos, indicando de esta manera que existe algún factor que esté inhibiendo ligeramente el crecimiento de las poblaciones.

Un crecimiento en talla menor al 90% relativo al control, indica la presencia de materiales o compuestos activos que pueden ser bioquímica o fisiológicamente dañinos, lo cual solo ocurre en dos muestras de los lodos sin polímero y un caso en los lodos con polímero.

El crecimiento de la población solo fue inhibido de manera significativamente en el caso de la muestra de lodo sin polímero del 4/sep al rebasar el valor de cinco establecido por la prueba de χ^2 efectuada de acuerdo a la metodología de la prueba de toxicidad (ANEXO 5).

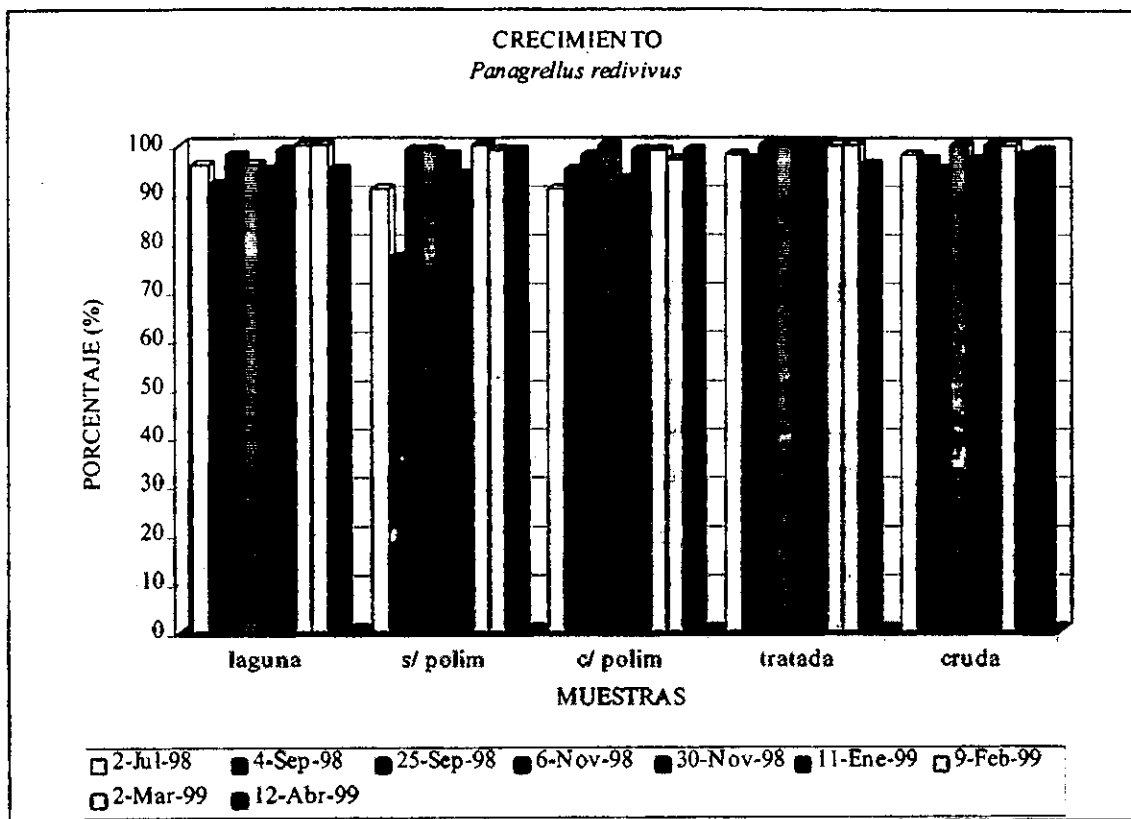


Figura 6.24. Crecimiento del nemátodo *Panagrellus redivivus* por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros

6.4.2.4 ADAPTABILIDAD DE LA POBLACIÓN

Un ser vivo tiene la capacidad de ajustarse a cambios de su medio, si bien el grado de este ajuste, en determinados casos, puede ser marcadamente limitado. La capacidad de llevar a cabo ajustes específicos puede ser considerada como una adaptación, y es heredable. Cada organismo es el producto de millares de adaptaciones adquiridas evolutivamente por sus antecesores (Raven y Johnson, 1992).

6.4.2.5 TOXICIDAD TOTAL EN NEMÁTODOS

La prueba de toxicidad crónica permite dar como resultados finales y concluyentes, el grado de afectación general que tiene la población a prueba a partir de rangos de toxicidad.

Al analizar los resultados en conjunto de la prueba crónica tomando en cuenta sobrevivencia, crecimiento, maduración y adaptabilidad se determinan los rangos de toxicidad observada en una población a prueba, en el caso de los nemátodos estudiados, es evidente al observar la Figura 6.26 que tanto las muestras de agua cruda como de agua tratada tuvieron una toxicidad no detectada a nivel poblacional, no así en el caso de las muestras de lodo sin polímero, donde se observa una variación, ya que se presentaron 2 casos de toxicidad ligera y 1 de toxicidad moderada, para los lodos con polímero se observaron 4 casos de toxicidad ligera y por último, las muestras de lodos de la laguna dieron por resultado 5 casos de toxicidad ligera, 3 de toxicidad leve y sólo un caso en el cual no se detectó toxicidad, evidenciando de esta manera la presencia de toxicidad de estas muestras.

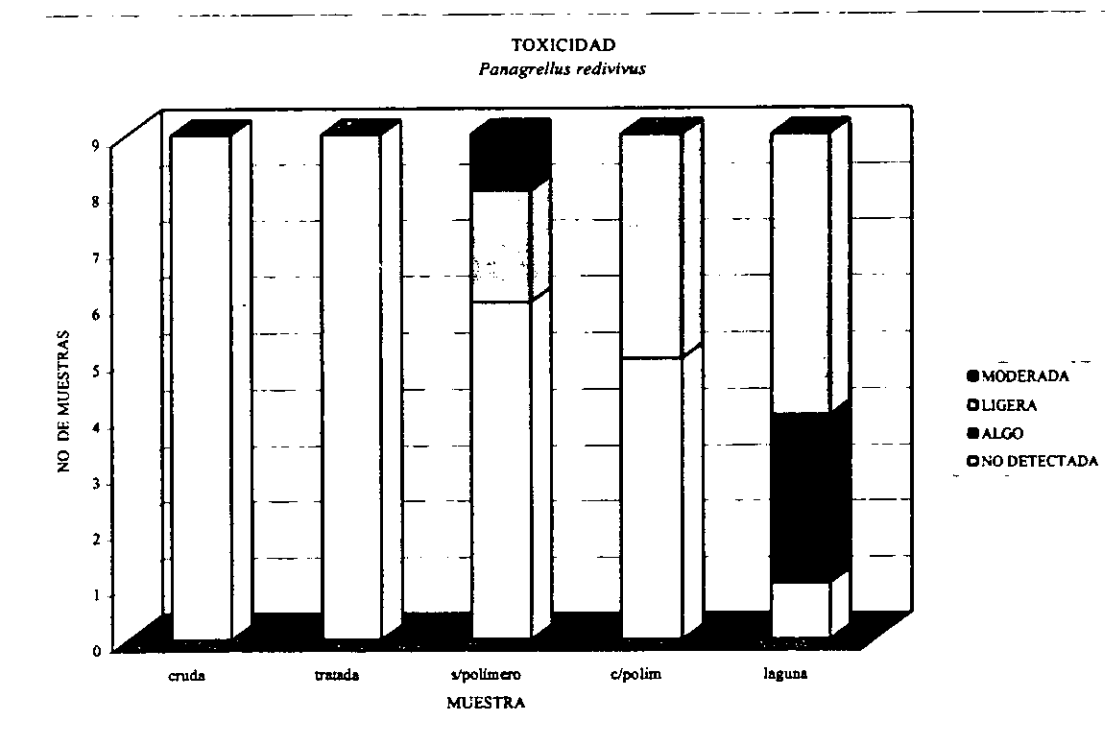


Figura 6.26. Toxicidad total del nemátodo *Panagrellus redivivus* por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros

De tal forma que la adaptabilidad de la población expuesta es evaluada al obtener un valor total o sumario, el cual es calculado como la media ponderada de la sobrevivencia, crecimiento y maduración, relativa a la población control.

Se obtuvieron 4 poblaciones que observaron un porcentaje de adaptabilidad menor al 85 %, estas poblaciones fueron sometidas a las muestras de lodos de la laguna y sin polímero, siendo nuevamente las muestras de lodos de la laguna las que mostraron un mayor efecto sobre las poblaciones (Figura 6.25)

De tal forma que se puede decir que la población de nemátodos se encuentra aceptablemente adaptada a las condiciones prevalecientes una vez que se añaden los lodos o las aguas analizadas y se podría afirmar que muy probablemente esta adaptabilidad sería heredada a las siguientes generaciones de nemátodos que se originaran a partir de estos individuos. Pero debe de considerarse que las poblaciones están siendo afectadas y aunque presenten un grado aceptable de adaptabilidad esto no quiere decir que la población este del todo sana.

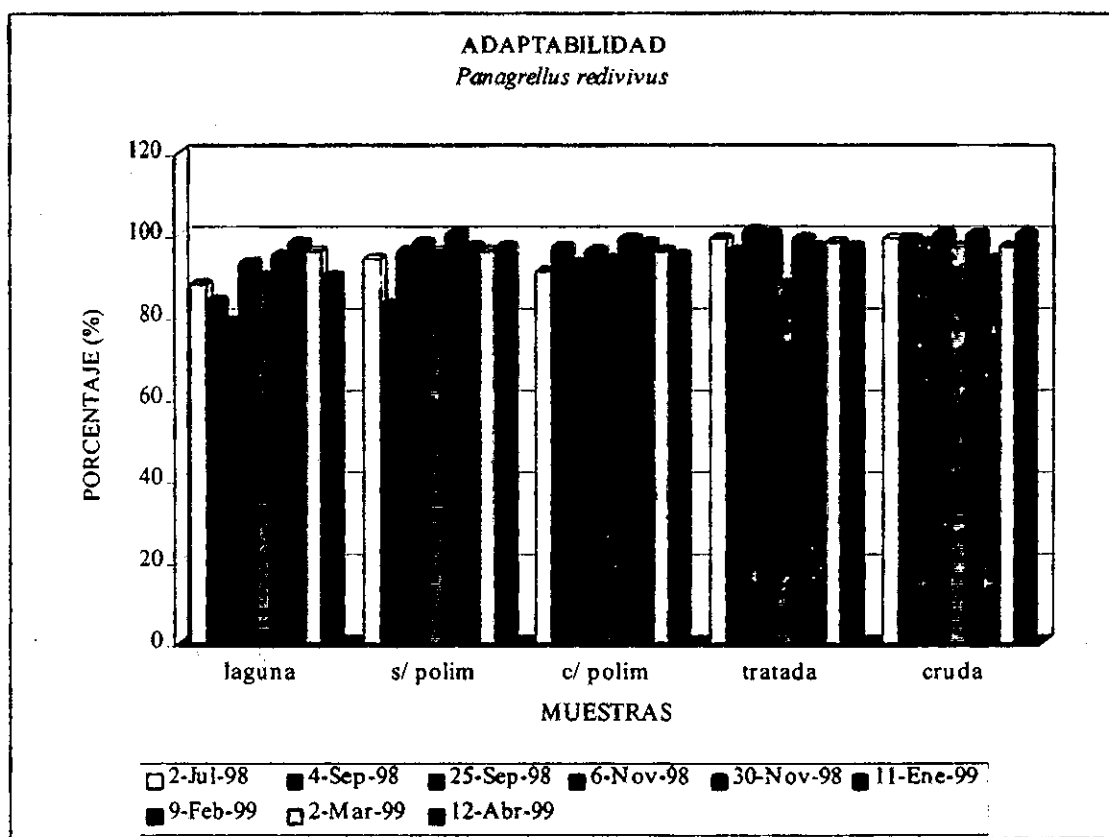


Figura 6.25. Adaptabilidad del nemátodo *Panagrellus redivivus* por efecto de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros

Durante el desarrollo de estos bioensayos se observaron otros efectos que, aunque no fueron cuantificados, no dejan de ser importantes, al advertirse que el cuerpo de los nemátodos adultos, aunque con la talla normal, se observó mucho más delgado y en algunos casos de menor tamaño que los adultos de la población control, indicando la presencia de algunas sustancias que provocaron este desarrollo poco común, principalmente en el caso de las poblaciones expuestas a los lodos de la laguna.

6.4.3 PRUEBAS DE ELONGACIÓN DE RAÍZ CON *Lactuca Sativa*

Para las pruebas de toxicidad llevadas a cabo durante este trabajo se utilizaron con semillas comerciales de *Lactuca sativa*, mejor conocida como lechuga romana, de la marca Ferry-Morse del Lote 1 de 1998.

La naturaleza y el grado de la respuesta de una planta frente a una sustancia tóxica dependen de las condiciones ambientales. La luz, el agua, la temperatura y la nutrición son quizá los principales factores que deben ser considerados. Algunas condiciones son antagónicas respecto a la sustancia tóxica y otras sinérgicas. El sinergismo es casi seguro cuando otras sustancias dañinas están presentes. Como sucede en el caso de los animales, existe la necesidad de investigar estas interacciones particularmente cuando están presentes varias sustancias tóxicas con niveles que individualmente no producen efectos perceptibles (Duffus, 1983). Y una de estas maneras, rápida y confiable de llevar a cabo la comprobación de estas interacciones es por medio de la prueba sobre elongación de raíz.

Cualquier sustancia tóxica implicada deberá alcanzar las células a afectar y después alterar su metabolismo. Si la sustancia tóxica es un contaminante ambiental debe ser absorbida por la planta. Los dos centros más probables de absorción son las raíces y las hojas. Las raíces absorben principalmente soluciones contenidas en el suelo y dicha absorción implica primariamente iones y compuestos solubles en agua. Las sustancias tóxicas absorbidas por las raíces son frecuentemente retenidas en los órganos de almacenamiento *radiculares* y tienden a persistir allí mucho más tiempo que en los tallos o en las hojas (Duffus, 1983).

Los resultados obtenidos con la prueba de toxicidad en elongación de raíz no fueron determinantes, debido a la gran variabilidad que se presenta en el crecimiento normal de una planta; sin embargo, es importante mencionar que estos resultados podrían variar de manera negativa si la prueba realizada fuera de tipo crónico, o únicamente se tomará en cuenta el crecimiento *radicular*, ya que hay evidencia bibliográfica que así lo asevera.

6.4.3.1 ELONGACIÓN DE RADÍCULA

En el caso del crecimiento *radicular* fue notoria la concordancia entre las *radículas* control y las sometidas a agua cruda, ya que todas las muestras de agua cruda presentaron un porcentaje de longitud verdadera igual o cercano a 100, lo que significa su igualdad con la longitud obtenida con el testigo.

De las demás muestras la gran mayoría presentó un efecto desfavorable con relación al testigo, ya que el 75% de las muestras presentaron un decremento en la longitud de sus *radículas* y el restante 25% un incremento hasta del 30% con relación al testigo (Figura 6.27).

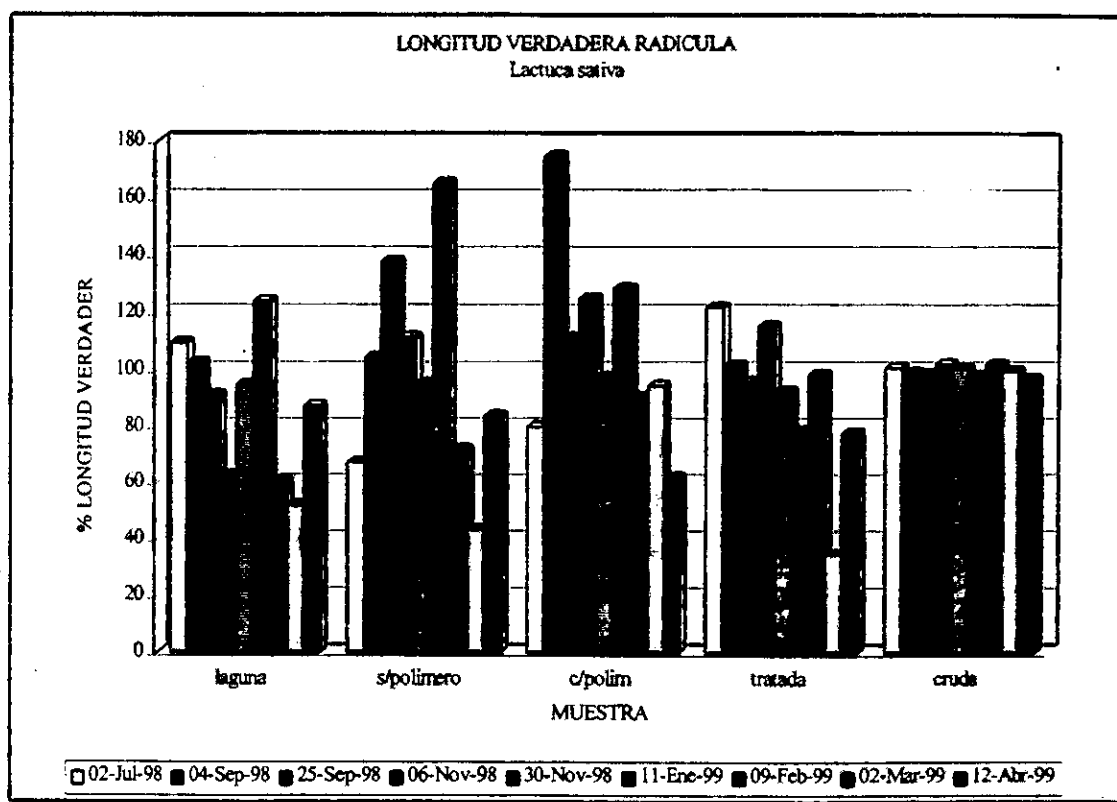


Figura 6.27. Longitud verdadera de la radícula de *Lactuca sativa* originada por de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros

6.4.3.2 CRECIMIENTO EN PLÁNTULA

Analizando los resultados obtenidos al hacer la medición de toda la plántula en su conjunto, se observa que aproximadamente el 50% de las muestras causaron decremento en la longitud de la plántula, siendo esto más evidente en el caso de las muestras de lodos de la laguna de desecación (Figura 6.28).

La variación en estos resultados puede ser explicada por varios motivos, en primer lugar la variabilidad inherente a las mismas plantas debido a las diferentes características que puede tener cada una de las semillas utilizadas, no obstante provenir de un mismo lote; que los componentes de los lodos pueden ser nutrientes adecuados para la planta o bien, que la toxicidad de algunos de estos compuestos puede estar enmascarada por los efectos favorables ocasionados por otros nutrientes.

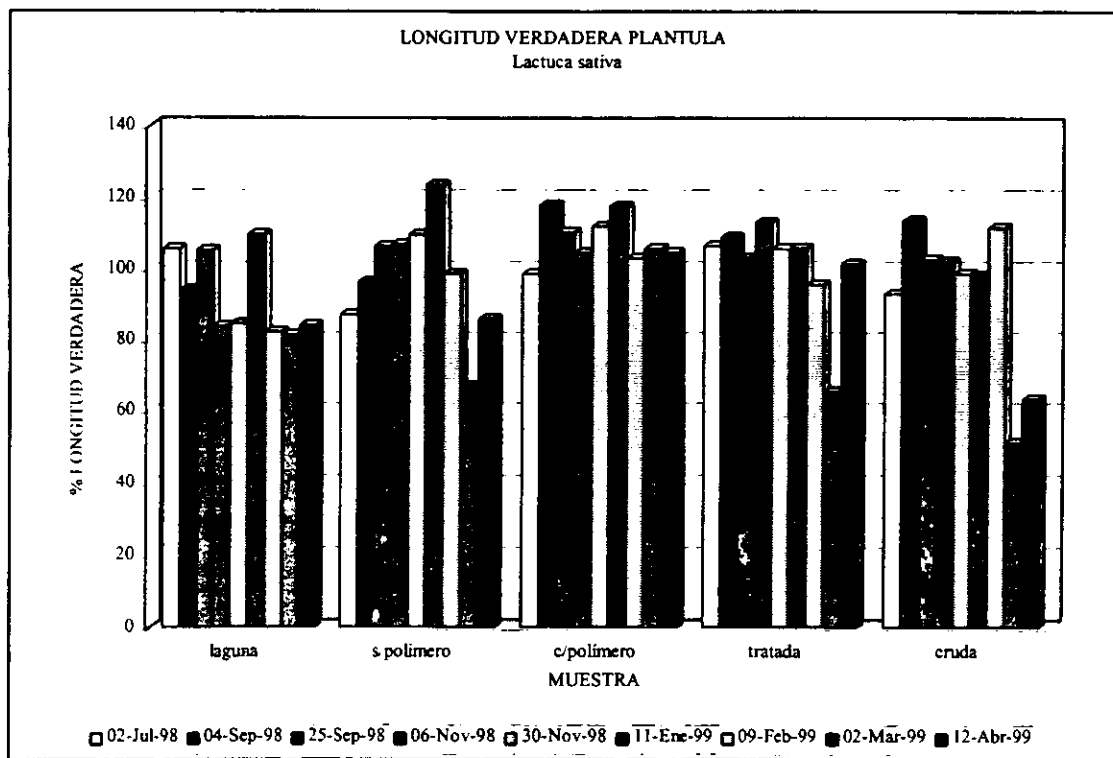


Figura 6.28. Longitud verdadera de la plántula de *Lactuca sativa* originada por de los lodos y agua provenientes de la Planta Potabilizadora Los Berros

6.4.4 TOXICIDAD PONDERADA

De acuerdo al sistema de ponderación establecido por Dutka y colaboradores (1990) y modificado en el presente trabajo, fue posible tener un panorama general del efecto causado por cada una de las muestras analizadas y cuantificar en conjunto los efectos tóxicos resultantes de las pruebas efectuadas.

En la Figura 6.29 es evidente que todos los tipos de agua y lodo causan una respuesta adversa por parte de los organismos, siendo esto patente en el caso de las muestras de lodos, principalmente en los lodos de la laguna y un punto importante de hacer resaltar es lo ocurrido con la muestra de agua tratada del 2 de marzo, con la cual se obtiene un puntaje más alto al obtenido con otro tipo de muestras.

De tal manera que queda claro que este trabajo es un indicio de la atención que debe ponerse al manejo y disposición de dichos lodos, ya que los resultados parciales obtenidos hasta el momento señalan que los lodos generados por la planta potabilizadora son nocivos para organismos representativos y básicos del ecosistema, como son un organismo acuático base de la cadena trófica acuática y un organismo del sedimento, así como un representante de la vida vegetal.

Y con esta gráfica se puede resaltar la importancia de la realización de una batería de pruebas, por pequeño que sea el número de organismos utilizados, siempre es mejor la respuesta de un conjunto de ellos, a la obtenida por una sola especie analizada, todo esto debido a la fisiología, resistencia y comportamiento de cada una de las especies, lo cual les confiere que sean más o menos vulnerables a los compuestos tóxicos o a los cambios ambientales adversos. Y al llevar a cabo la ponderación de todos los resultados en conjunto se puede tener un panorama general de lo que sucede en un microambiente.

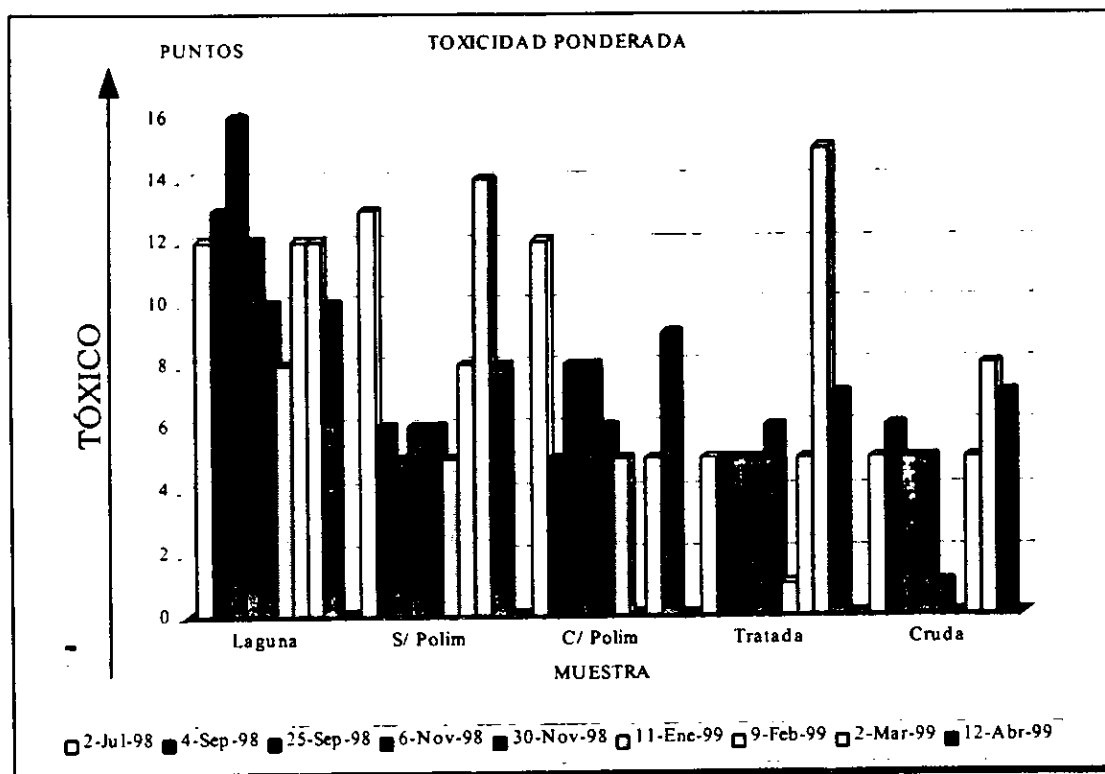


Figura 6.29. Toxicidad ponderada de los lodos y agua proveniente de la Planta Potabilizadora Los Berros. Clasificación tomada de Dutka *et al.*, 1990.

6.5 CORRELACIONES SIMPLES

Primeramente fue necesario establecer la normalidad de los valores obtenidos durante el presente trabajo, lo cual se realizó por medio de la prueba Kolmogorov-Smirnov que cuantifica la discrepancia entre la distribución de los datos y una distribución Gaussiana ideal. Además de calcularse el valor de P usando la aproximación de Dallal y Wilkinson al método de Lilliefors, realizándose todo esto con el paquete estadístico de InStat (GraphPad, 1998).

De dicho análisis se obtuvieron valores de normalidad para todas las series de datos registrados, facilitando de esta manera su interpretación.

La correlación simple es una herramienta de análisis que mide la relación entre dos conjuntos de datos medidos para que sean independientes de la unidad de medida. La estimación de la correlación de población se realiza a través del coeficiente de covarianza de dos conjuntos de datos dividida por el producto de sus desviaciones estándar.

Es importante aclarar que las correlaciones entre los parámetros fisicoquímicos, los metales y los bioensayos, se realizaron utilizando principalmente los puntos obtenidos de acuerdo a la toxicidad ponderada ocasionada por cada muestra. Esto con el fin de tener un panorama general de lo que ocurre a nivel microecosistema.

De forma inicial, se estableció la correlación existe entre los parámetros fisicoquímicos y la concentración de metales con las diversas respuestas obtenidas a través de las pruebas de toxicidad elaboradas con los diversos organismos, comparándose de manera total el conjunto de respuestas, es decir, considerando 45 datos para cada una de las causas y efectos (9 muestreos por 5 tipos de muestras).

TOXICIDAD PONDERADA

De esta correlación múltiple se destacó la relación positiva entre la presencia de sólidos (totales, disueltos y sedimentables), dureza, turbiedad y color y los metales registrados con la toxicidad ponderada (Tablas 6.16 y 6.17). De igual manera se registró una correlación negativa con el Oxígeno Disuelto. La correlación obtenida al 95% de confiabilidad indica que estos parámetros son en gran medida los responsables de los efectos tóxicos evaluados, pero hay que tener precaución al hacer este tipo de aseveraciones pues esta relación matemática no es necesariamente cierta, ya que en los bioensayos de tipo ecológico es sumamente complicado conocer que

compuesto o parámetro es el responsable de dicho efecto, por las relaciones e interacciones que ocurren entre ellos y en donde su toxicidad está determinada por su composición más que por su abundancia, pero se pueden establecer relaciones importantes entre ellos.

Estas correlaciones significativas son de esperarse debido a los altos niveles que presentan estos parámetros y metales en los muestreos efectuados durante esta investigación, siendo esto más notorio en la época de estiaje. Ahora bien, si se considera que la presencia de una gran cantidad de sólidos, una dureza y una turbiedad excesivas en los cuerpos de agua dificulta la sobrevivencia de los organismos de muy diversas maneras, esto es, impedir el paso de luz para llevar a cabo procesos de fotosíntesis, consecuente disminución de biomasa, alteraciones en los procesos de alimentación y comportamiento (Raven y Johnson, 1992), sería aceptable reconocer estas correlaciones como ciertas.

Lewis (1989) comenta acerca de las interacciones entre diferentes metales presentes en los sistemas acuáticos y la dificultad para establecer como causante de la toxicidad presente a uno solo de ellos, debido a los sinergismos que se presentan entre ellos. De tal forma que era de suponerse obtener este tipo de correlaciones.

TOXICIDAD EN *Daphnia magna*

De acuerdo a los resultados obtenidos de la correlación múltiple efectuada, la toxicidad en la pulga de agua estuvo correlacionada significativamente con los sólidos totales y la dureza de manera positiva, y con el Oxígeno disuelto de manera negativa. Con referencia a los metales, se registro una correlación significativa con la presencia del Aluminio (Tablas 6.16 y 6.17).

TOXICIDAD EN *Panagrellus redivivus*

De manera conjunta, los resultados de las evaluaciones toxicológicas con el nemátodo, estuvieron correlacionadas positivamente con la presencia de sólidos (totales, sedimentables y disueltos) y de manera negativa con el Oxígeno disuelto (Tabla 6.16) y se presento una relación positiva entre esta toxicidad y los metales disueltos analizados (Al y Fe), así como con el Aluminio total (Tabla 6.17).

TOXICIDAD EN *Lactuca sativa*

En el caso del análisis de correlación con la semilla de lechuga, no se presentaron relaciones significativas con ninguno de los parámetros fisicoquímicos evaluados (Tabla 6.16) y únicamente se registró una similitud negativa con los valores del Aluminio registrados (Tabla 6.17).

De forma evidente se advierte que los parámetros fisicoquímicos que tuvieron un impacto negativo sobre los organismos evaluados fueron los sólidos en cualquiera de sus presentaciones (totales, disueltos o sedimentables) y la disminución del Oxígeno disuelto. Y es notoria la relación entre los valores de toxicidad encontrados y la presencia del Aluminio en cualquiera de sus formas (total o disuelto).

Tabla 6.16. Correlaciones Múltiples de Pruebas de toxicidad con parámetros fisicoquímicos registrados

	Pond	Mad	Adap	Crec	Sobr	Rad	Plan	UT	pH	ST	SD	SS	Turb.	Dur.	OD	Color
Ponderada	1															
Madurac.	0.21	1														
Adaptab.	0.22	0.76	1													
Crecim.	0.12	0.14	0.53	1												
Sobreviv.	0.10	0.33	0.77	0.53	1											
Rádícula	-0.31	0.15	0.08	-0.12	0.04	1										
Plantula	-0.35	0.05	0.02	-0.03	0.03	0.61	1									
Unidad de Toxicidad	-0.06	-0.36	-0.24	-0.31	0.01	-0.11	-0.08	1								
pH	-0.27	-0.17	-0.17	-0.13	-0.15	0.10	0.06	0.10	1							
Sólidos Totales	0.59	0.32	0.35	0.16	0.22	0.15	0.01	0.31	0.10	1						
Sólidos Disueltos	0.44	0.26	0.31	0.13	0.22	0.14	0.09	-0.28	-0.14	0.73	1					
Sólidos Sedimen.	0.56	0.30	0.32	0.15	0.23	0.06	-0.08	-0.28	0.11	0.93	0.63	1				
Turbiedad	0.54	0.21	0.19	0.04	0.11	0.06	0.10	-0.15	-0.01	0.73	0.47	0.76	1			
Dureza	0.43	0.13	0.20	0.16	0.16	0.06	-0.05	0.35	0.21	0.76	0.53	0.77	0.60	1		
Oxígeno Disuelto	-0.44	-0.63	-0.64	-0.29	-0.40	-0.15	-0.19	-0.32	0.36	-0.42	-0.39	-0.35	-0.28	-0.19	1	
Color	0.53	0.21	0.20	0.03	0.11	0.05	0.10	-0.14	-0.03	0.73	0.47	0.75	1.00	0.57	-0.28	1

Las correlaciones significativas a $P < 0.05$ se encuentran en negrillas

Tabla 6.17. Correlaciones Múltiples de Pruebas de toxicidad con metales

	Pon	Mad	Ada	Crec	Sobr	Rad	Plan	UT	Ca	Mn	Fe	Fe dis	Al	Al dis
Ponderada	1													
Madurac.	0.21	1												
Adaptab.	0.22	0.76	1											
Crecim.	0.12	0.14	0.53	1										
Sobreviv.	0.10	0.33	0.77	0.53	1									
Rádícula	0.31	0.15	0.08	-0.12	0.04	1								
Plantula	0.35	0.05	0.02	-0.03	0.03	0.61	1							
Unidad de Toxicidad	-0.06	0.36	-0.24	0.31	0.01	-0.11	-0.08	1						
Ca	0.38	0.14	0.08	0.08	-0.03	0.15	0.00	-0.22	1					
Mn	0.31	0.19	0.11	0.16	-0.08	0.04	-0.11	-0.09	0.82	1				
Fe	0.45	0.25	0.23	0.17	0.07	0.09	0.02	-0.20	0.88	0.86	1			
Fe disuelto	-0.21	0.32	0.52	0.34	0.50	0.11	0.03	0.08	-0.21	-0.21	-0.29	1		
Al	0.39	0.33	0.34	0.24	0.21	0.07	-0.45	0.33	0.63	0.52	0.58	-0.18	1	
Al disuelto	-0.17	-0.09	0.49	0.68	0.61	0.14	0.02	0.03	-0.08	-0.12	-0.20	0.78	-0.11	1

Las correlaciones significativas a $P < 0.05$ se encuentran en negrillas

Al trabajar con muestras compuestas se presente un gran problema a la hora de querer establecer las causales principales de la toxicidad, ya que se presentan antagonismos o sinergismos que son difíciles de establecer si no se lleva a cabo un análisis ecotoxicológico detallado para establecer dichas causales, debido a que, tanto las condiciones bióticas como las abióticas pueden actuar como factores modificantes de la especiación química (Albert, 1997).

De tal manera, que en este trabajo únicamente se pretendió establecer el conjunto de causas que de manera estadística presentaron una mayor relación con los valores de toxicidad obtenidos, sin poder establecer de manera contundente dichas afirmaciones, por no contar con estudios más detallados sobre la composición y efectos de las muestras.

Para la selección de las variables causales principales fue necesario establecer todas las ecuaciones de regresión que involucran una, dos o más variables independientes (en este caso, se analizó el conjunto de las 14 variables causales, conformadas por parámetros fisicoquímicos y metales) y manejando siempre como variable dependiente a la toxicidad ponderada.

Al realizar el procedimiento de todas las regresiones posibles se obtuvo como las causales principales al Aluminio, al Hierro, a los Sólidos Totales y al Oxígeno Disuelto, dando en conjunto un coeficiente de regresión de 0.60, que sí bien, no representa una relación lineal elevada entre las causas y los efectos, debido a que se está trabajando con sistemas biológicos que en la mayoría de los casos no presentan una dispersión lineal, sino exponencial y en la mayoría de las ocasiones sigmoidal (Albert, 1997). Dicho coeficiente si nos muestra la tendencia de respuesta de los organismos ante estos factores.

De las correlaciones estimadas con anterioridad se desprende la siguiente serie de gráficas, donde se establecen relaciones entre los factores predominantes para observar sus efectos tóxicos de acuerdo a la respuesta observada en las diferentes pruebas.

Al vincular los resultados obtenidos al analizar los sólidos totales con el Aluminio total, y relacionarlos con los valores de toxicidad ponderada, se observó que a mayor concentración de Aluminio y Sólidos Totales, los efectos tóxicos aumentan paulatinamente hasta llegar a un máximo (Figura 6.30).

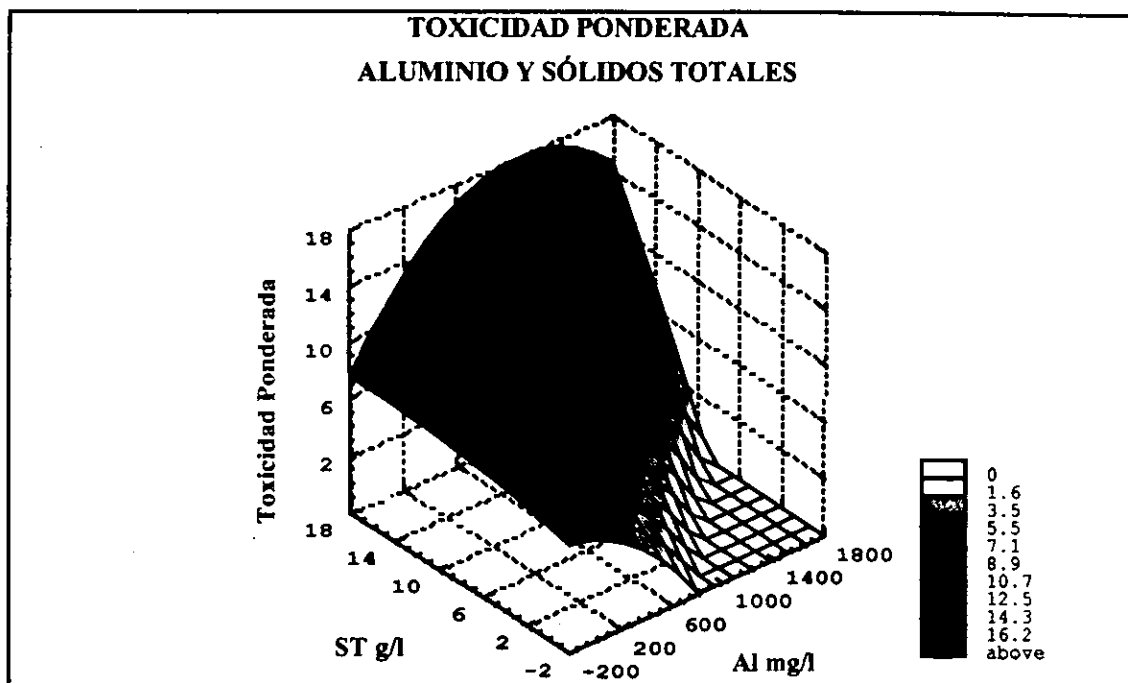


Figura 6.30. Efectos del Aluminio y Sólidos Totales sobre la Toxicidad Ponderada

La Toxicidad Ponderada a su vez se vio afectada por la relación Aluminio – Oxígeno Disuelto (OD), como se observa en la Figura 6.31, en la cual es visible que a mayor concentración de Aluminio y disminución del OD, la proporción de Toxicidad Ponderada aumenta considerablemente en una fracción importante de las muestras, a su vez que se observa un pico pequeño en uno de los extremos, esto es cuando la concentración de aluminio es muy pequeña y la concentración de OD es alta.

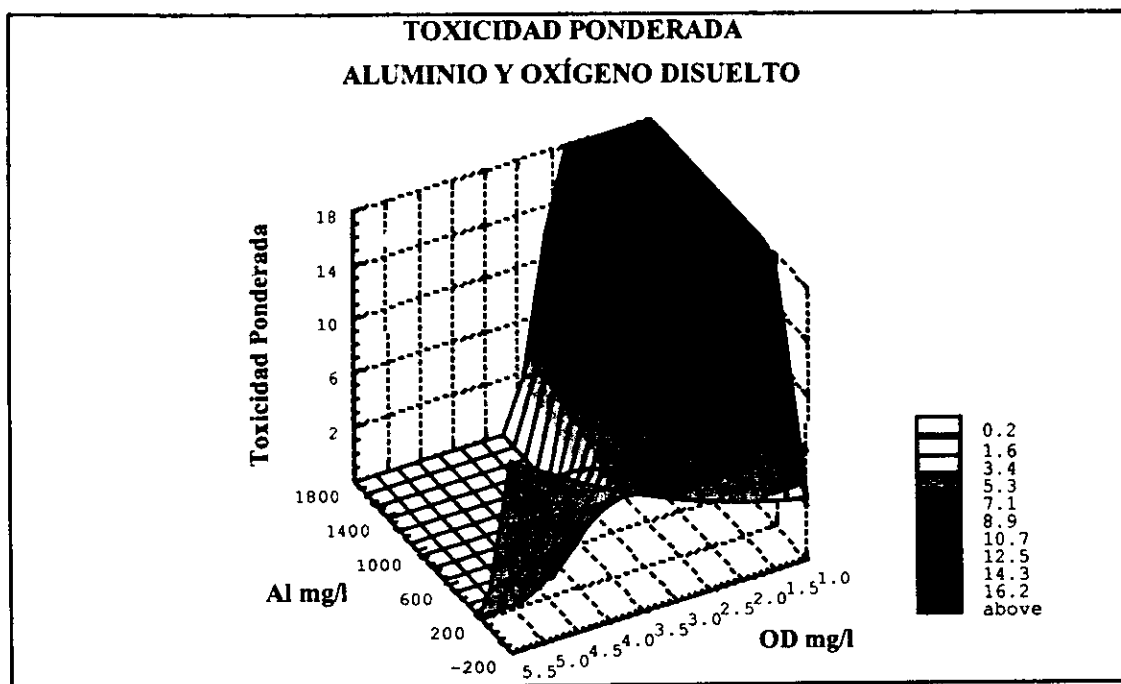


Figura 6.31. Efectos del Aluminio y Oxígeno Disuelto sobre la Toxicidad Ponderada

Ahora bien, al observar los resultados obtenidos con relación al comportamiento de las Unidades de Toxicidad (prueba de toxicidad aguda con *Daphnia magna*) y su vinculación con el Aluminio encontrado, se aprecia que una gran porción de las muestras no se vio afectadas por la presencia de este elemento conjuntamente con los Sólidos Totales, al presentarse una concentración alta de Aluminio y una concentración baja de Sólidos Totales. En el caso de presentarse concentraciones altas de los dos factores, la tendencia se alteró positivamente es decir, aumentaron considerablemente las Unidades de Toxicidad obtenidas (Figura 6.32).

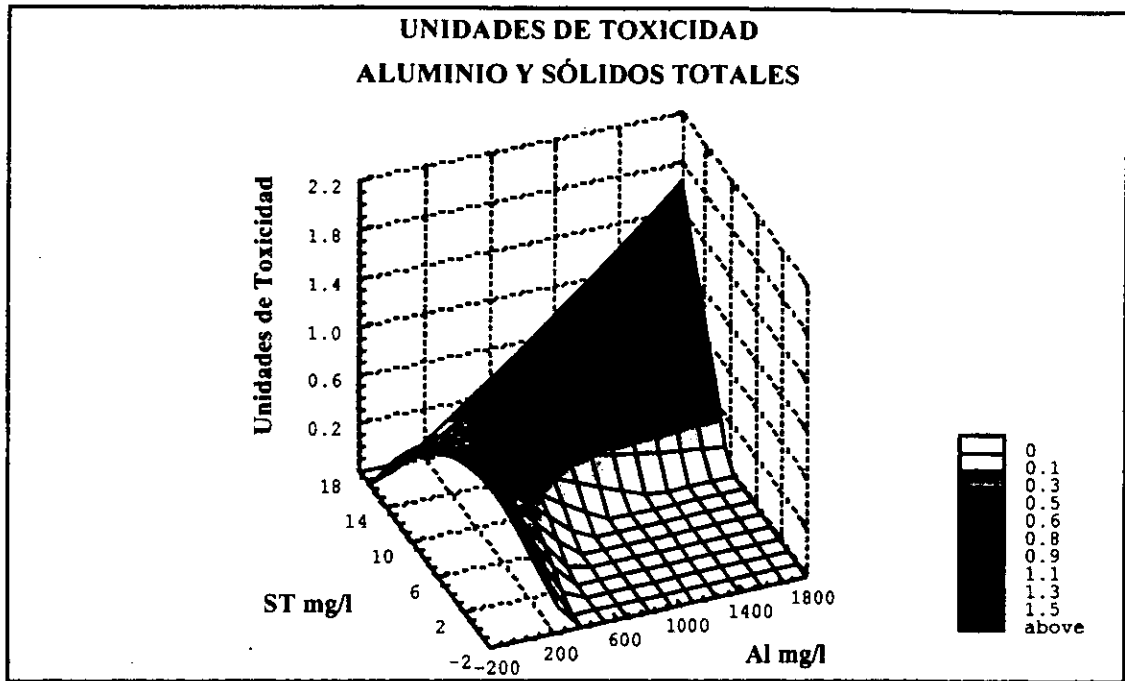


Figura 6.32. Efectos del Aluminio y Sólidos Totales sobre las Unidades de Toxicidad

Al relacionar las Unidades de Toxicidad con la presencia del Oxígeno Disuelto aunado al Aluminio presente, se observó que los efectos son más evidentes al aumentar la concentración de dicho elemento y disminuir la concentración del Oxígeno Disuelto obtenido (Figura 6.33).

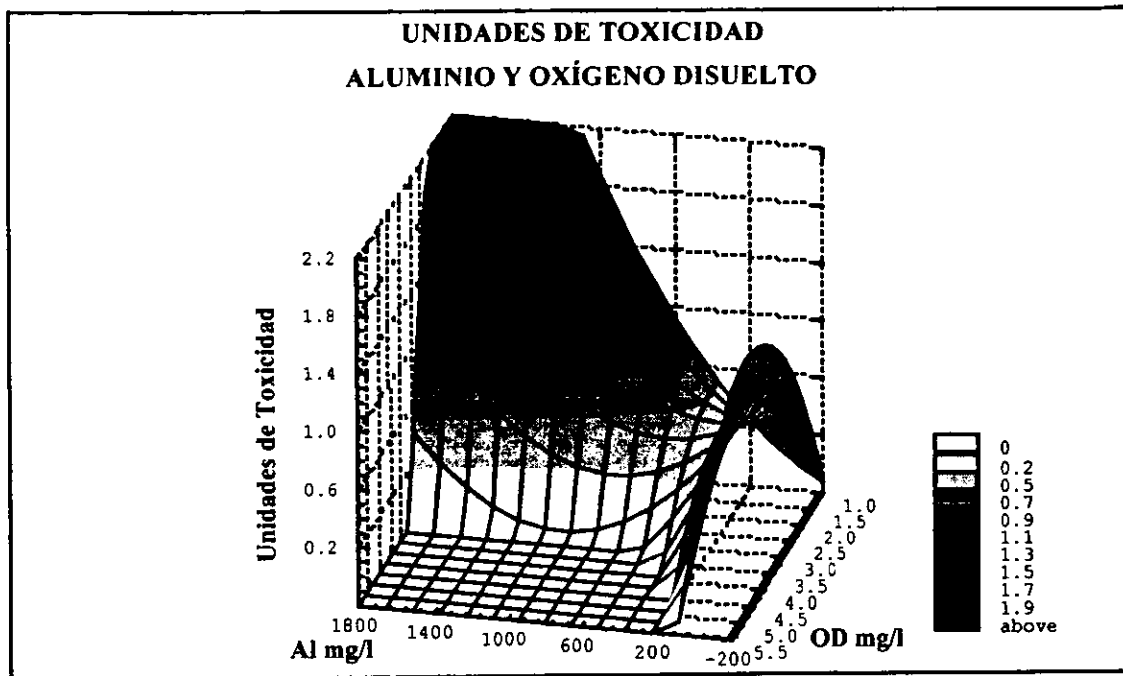


Figura 6.33. Efectos del Aluminio y Oxígeno Disuelto sobre las Unidades de Toxicidad

Al analizar los resultados obtenidos con las pruebas de toxicidad efectuadas con el nemátodo *Panagrellus redivivus* no fue posible encontrar una relación clara entre los factores causantes y sus efectos en todas las variantes de esta prueba, pero en el caso del porcentaje de adaptabilidad que es de alguna manera la sumatoria de los efectos ocasionados a nivel poblacional, se encontró que al aumentar las concentraciones de los metales disueltos (Fe y Al) se obtuvo una disminución considerable en el porcentaje de adaptabilidad (Figura 6.34).

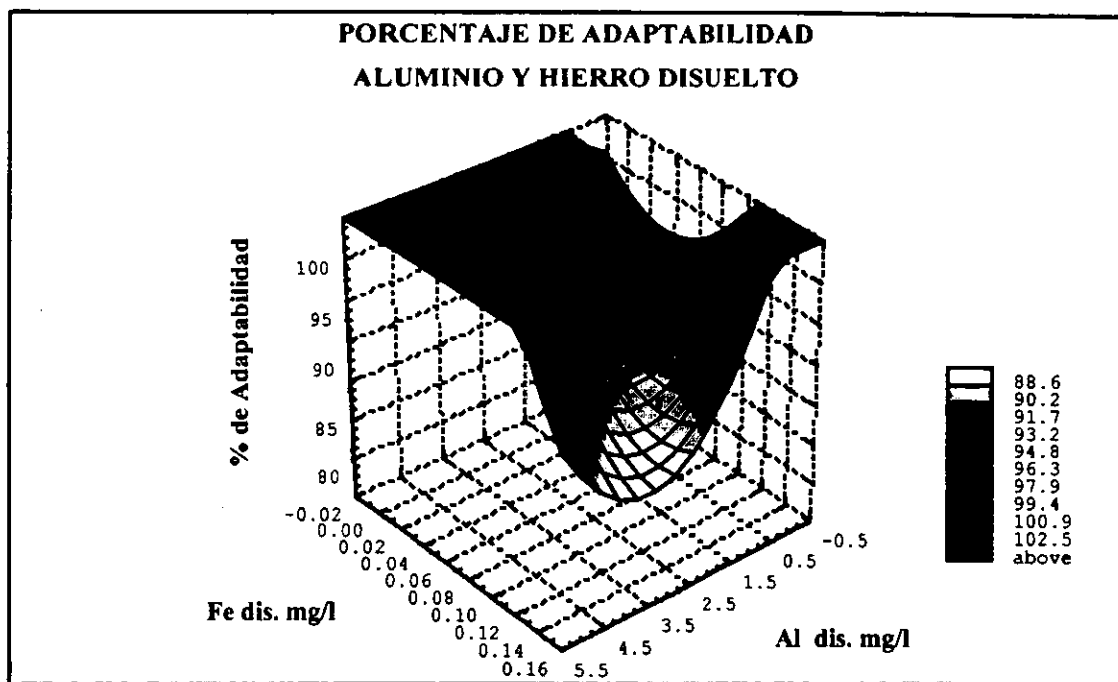


Figura 6.34. Efectos del Aluminio Disuelto y Hierro Disuelto sobre el porcentaje de Adaptabilidad

Al observar los resultados obtenidos al conjuntar los efectos del Aluminio con los Sólidos Disueltos sobre la longitud de las plántulas originadas a partir de las pruebas de toxicidad efectuadas con la semilla de lechuga, se apreció una disminución del tamaño de la plántula vinculada con el aumento en la concentración de Aluminio y Sólidos Totales (Figura 6.35).

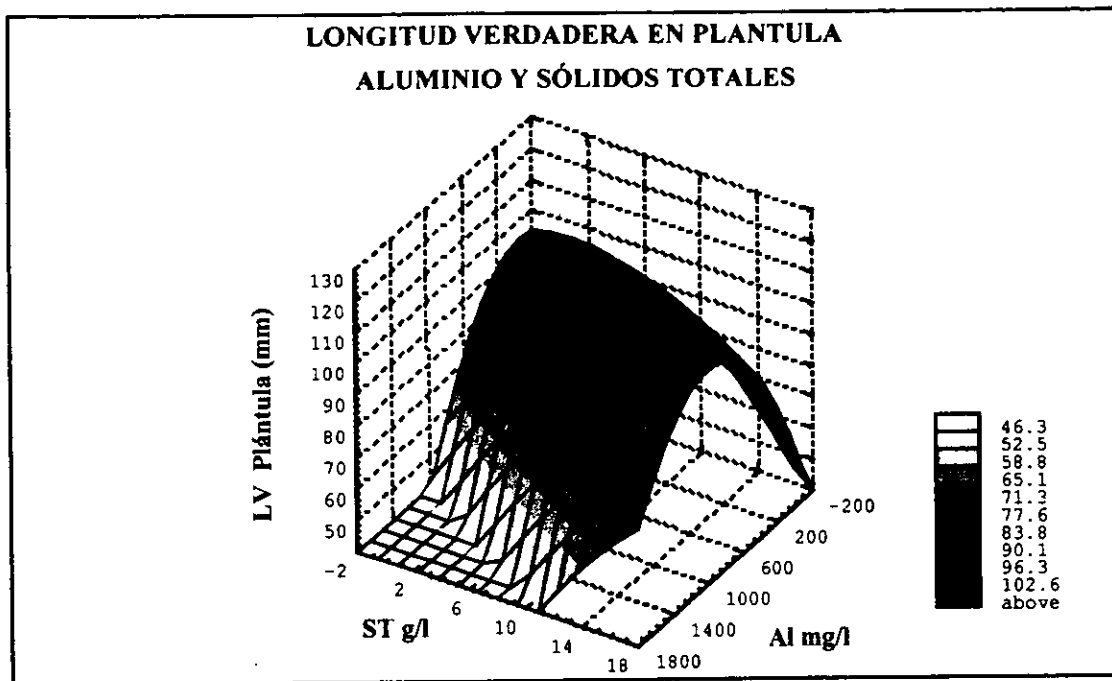


Figura 6.35. Efectos del Aluminio y Sólidos Totales sobre la Longitud Verdadera de las Plántulas

De cualquier manera es evidente el efecto nocivo ocasionado por las altas concentraciones de Sólidos y metales encontrados, principalmente Aluminio, ya sea en forma total o disuelta, aunado con una disminución en la concentración del Oxígeno Disuelto.

En cualquiera de los casos, las muestras que cumplen con estas características son en primera instancia, los lodos espesados obtenidos de la laguna, seguidos de los lodos con polímero, y por último los lodos sin polímero.

7. CONCLUSIONES

7.1 CONCLUSIÓN GENERAL

Se comprobó el efecto tóxico de las descargas de lodos con Aluminio generados por la Planta Potabilizadora Los Berros, del Sistema Cutzamala mediante la utilización de bioensayos con la pulga de agua *Daphnia magna*, el nemátodo de vida libre *Panagrellus redivivus* y la semilla de lechuga *Lactuca sativa*.

7.2 CONCLUSIONES PARTICULARES

- Las concentraciones de Aluminio en las muestras de agua cruda que alimentan a la Planta Potabilizadora sobrepasan los Criterios de Calidad del Agua para una fuente de abastecimiento.
- La concentración de Aluminio en las muestras de agua tratada fueron superiores a lo que estipula la Norma Oficial Mexicana para agua potable.
- La especie predominante de Aluminio en las muestras de lodos fue el Hidróxido de Aluminio de acuerdo al valor registrado de pH.
- El organismo acuático *Daphnia magna* resultó ser la especie menos sensible, al mostrar indicios de toxicidad únicamente en el caso de las muestras de lodos de la laguna de desecación, como parte de la prueba de toxicidad aguda, con lo cual se ve afectada una de las especies básicas de las cadenas tróficas acuáticas.
- En la prueba de toxicidad crónica, el nemátodo de sedimento *Panagrellus redivivus* resultó ser la especie más sensible, al presentar efectos adversos tanto en maduración como en sobrevivencia, con lo cual se vislumbra un deterioro ecológico que persistirá por un gran número de generaciones aun cuando los agentes tóxicos hayan sido erradicados.
- Las muestras de agua cruda y tratada no tuvieron efecto nocivo de manera significativa sobre las poblaciones de *Panagrellus redivivus*.

- La semilla de lechuga *Lactuca sativa* no presentó una respuesta determinante a la adición de las muestras de lodos, y solo ocasionó decremento radicular en un 75% de las pruebas realizadas, comprobándose de esta manera la afectación radicular.
- La toxicidad ponderada de la batería de pruebas con *Daphnia magna*, *Panagrellus redivivus* y *Lactuca sativa* hace patente el efecto nocivo que este tipo de muestras podría ocasionar dentro de un microecosistema.
- Las tres pruebas realizadas mostraron efectos adversos en distinta medida, tanto en toxicidad aguda, toxicidad crónica y toxicidad subcrónica en estos organismos representantes de la biota.
- Los parámetros fisicoquímicos que tuvieron impacto negativo sobre los organismos evaluados fueron los sólidos en cualquiera de sus presentaciones (totales, disueltos o sedimentables) y la disminución del Oxígeno disuelto.
- Existe una correlación positiva entre los valores de toxicidad obtenidos y la presencia de Aluminio en cualquiera de sus formas (total o disuelto).
- De las muestras evaluadas, las que ocasionaron una mayor toxicidad, fueron en primera instancia, los lodos espesados obtenidos de la laguna, seguidos de los lodos con polímero, y por último los lodos sin polímero.
- Las pruebas de toxicidad con *Daphnia magna*, *Panagrellus redivivus* y *Lactuca sativa* mostraron ser una herramienta útil en el estudio de la contaminación ambiental de los influentes y efluentes generados por una planta potabilizadora.
- Es necesario combinar y complementar los análisis fisicoquímicos con pruebas biológicas o bioensayos de toxicidad para dar un panorama general de la respuesta de la biota y los ecosistemas de manera rápida, aun cuando las miles de sustancias químicas potencialmente tóxicas contenidas en los efluentes pueden o no ser detectadas por los análisis rutinarios.
- De tal manera que queda claro que este trabajo es un indicio de la atención que debe ponerse al manejo y disposición de dichos lodos, ya que los resultados obtenidos señalan que los lodos generados por la planta potabilizadora son nocivos para organismos representativos y básicos del ecosistema, como son un organismo acuático base de la cadena trófica acuática y un organismo del sedimento, así como un representante de la vida vegetal.

7.3 RECOMENDACIONES

- Hacer una revisión de la normatividad ambiental vigente con respecto al uso y disposición de los lodos generados por una potabilizadora.
- Llevar a cabo una vigilancia estricta de la disposición de los lodos generados por potabilizadoras.
- Ampliar el número de pruebas de toxicidad establecidas por la normatividad mexicana.
- Instaurar la aplicación de bioensayos para la comprobación de efectos tóxicos dentro de la Ingeniería Ambiental.
- Realizar un seguimiento del tratamiento que se lleva a cabo con los lodos generados por una potabilizadora, ya que se comprobó su impacto en la biota.
- En el caso particular de la Planta Potabilizadora “Los Berros” del Sistema Cutzamala, es prioritario establecer la disposición o tratamiento de los lodos generados para evitar un mayor deterioro del ecosistema circundante.

8. BIBLIOGRAFÍA

- ALBERT, L.A. (1997) Introducción a la Toxicología Ambiental. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. OPS,OMS. México. 471 pp.
- ALFREY, A.C., G.R. LeGENDRE y W.D. KAEHNY (1976). The dialysis encephalopathy syndrome. Possible aluminum intoxication. *N. Eng. J. Med.*, 294, 184.
- ALFREY A.C. (1986). Aluminum metabolism. *Kidney Intl.* 29(Suppl 18):S8-S11. *In:* Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.
- ALVA, A.K. y M.E. SUMNER (1989). Alleviation of Aluminum toxicity to Soybeans by Phosphogypsum or Calcium Sulfate in dilute nutrient solutions. *Soil Science*, Vol. 147, No. 4, USA, 278-285.
- AMATO, J.R. (1992). An Example of the Identification of Diazinon as a Primary Toxicant in a Effluent. *Environmental Toxicology and Chemistry*. USA. Vol 2. 209-216. *In:* MENDOZA, C.A. y M.G. CORTES, 1994.
- ANDELMAN, J.B. (1973). Incidence, Variability and Controlling Factors for Trace Elements in Natural, Fresh Waters. *In:* Singer, Phillip C., ed. Trace Metals and Metal-Organic Interactions in Natural Waters. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI, 57-88 pp.
- APHA, AWWA, WPCF (1989). Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Port City Press, Baltimore, Maryland, 10- 200 p. + láminas.
- APHA (American Public Health Association)-AWWA-WPCF (Water Pollution Control Federation). (1985). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th ed. American Public Health Association, Washington, DC, 1168 pp.
- AWWA (American Water Works Association) (1986). 1984 Water Utility Operating Data. AWWA, Denver CO.
- AWWA (American Water Works Association) (1990). Sludge: Handling and disposal. 154 pp.
- AWWA (1991). Alum sludge in the aquatic environmental. AWWA, USA. 223 pp.
- BAES, C.F. and R.E. MESMER (1976). The hidrolisis of cations. John Wiley and Sons, New York.
- BAIZZE, D. (1993). Soil Science Analyses. A guide to current use, John Wiley and Sons, England, 87-102.
- BAKER, J.P. and C.L. SCHOFIELD (1982). Aluminum Toxicity to fish in acidic waters. *Water,Air, and Soil Poll.*, 18:289-309.

- BENEFIELD D. L., JUDKINS F. J., WEAD L.B. (1982). Process chemistry for water and wastewater treatment. Ed. Prentice Hall. USA. 211-235 pp. *In*: Torres-Rojas, L.C., 1995. Comparación del efecto floculante de los polímeros derivados del tetrametil etileno amonio y del sulfato de aluminio en aguas residuales de la cabecera municipal de Huixquilucan. Tesis de Licenciatura. Químico Farmaco Biólogo. Univ. La Salle, Escuela de Química.
- BERLYNE, G.M., J. BEN-ARI, E. KNOPF, R. YAGIL, G. WEINBERGER, y G.M. DANOVITCH. (1972). Aluminum toxicity in rats, *Lancet*, 1, 564.
- BERNUZZI V. (1986). Neuro. Behav. Toxicol. Teratol. 8: 115-119. *In*: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.
- BISHOP, M.; D. CORNWELL; A.T. ROLAN and T. BAILEY (1991). Mechanical dewatering alum solids reduction and reuse. Journal American Water Works Association. Vol. 79, No. 6.
- BODEK, I., W.J. LYMAN, W.F. REEHL, D.T. ROSENBLATT (1988). Environmental inorganic chemistry properties, processes, and estimation methods, Setac Pergamon Press, USA, 6.7-1 - 6.7-9.
- BOWEN, H.J.M. (1979). Environmental Chemistry of the Elements. London Academic Press.
- BUIKEMA, L.A., R.B. NIEDERLHENER and CAIRNS Jr. (1982). Biological Monitoring. Part IV - Toxicity Testing. Water research. 16: 239 - 262.
- BURROWS, W.D. (1977). Aquatic Aluminum: Chemistry, toxicology, and environmental prevalence. CRC Critical Reviews in Environmental Control. CRC Press, Boca Raton, FL, June, 167-216 pp.
- CALL, D.J. (1984). University of Wisconsin - Superior, Superior, WI. (Memorandum to C. Stephen, USEPA, DULUTH, MN, November 27).
- CASASUS, C. (1994). La distribución de agua potable en la Ciudad de México. Agua Potable, vol. 9, núm. 117, ago. 1994. 8-13 pp.
- CE-CCA-001/89. Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. CE-CCA-001/89. Diario Oficial de la Federación 13 de diciembre de 1989.
- CHEN, B., P. KING y C. RANDALL (1976). Alum recovery from representative water-treatment-plant sludges. *Journal American Water Works Association*. pp. 204-207 Abril.
- CNA (Comisión Nacional del Agua) (1997). Sistema Cutzamala. Una magna obra para atender una gran demanda, Vertientes, vol. 2, núm. 14, ene. 1997. 18-20 pp.
- COMISIÓN ESTATAL DE AGUA Y SANEAMIENTO (1993). Plan Maestro de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de México 1994-2000 Tomo 2. *In*: NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1995.
- CORNWELL, D. y H. KOPPEN (1990). Sludges, slamm, sludge. Handling and disposal. American Water Works Association Research Foundation. Cooperative Research Report. 105 pp.

- COX, R.C. (1951). Laboratory control of water purification. Segunda Edición. American Book Knickerbocker press. USA. *In*: Torres-Rojas, L.C., 1995. Comparación del efecto floculante de los polimeros derivados del tetrametil etilen amonio y del sulfato de aluminio en aguas residuales de la cabecera municipal de Huixquilucan. Tesis de Licenciatura. Químico Farmaco Biólogo. Univ. La Salle, Escuela de Química.
- CRAPPER-McLACHLAN, D.R., y U. DeBONI (1980). Aluminum in human brain disease - a overview, *Neurotoxicology*, 1,3.
- CRAPPER, D.R., S.S. KRISHNAN y A.J. DALTON (1973). Brain aluminum distribution in Alzheimer's disease and experimental neurofibrillary degeneration. *Science* 180, 511.
- CRAPPER, D.R. y G.J. TOMKO (1975). Neuronal correlates of an encephalopathy associated with aluminum neurofibrillary degeneration, *Brain Res.* 97, 253.
- CRAPPER, D.R. (1976). Aluminum: a role in degenerative brain disease associated with neurofibrillary degeneration. *In*: Swaab DF, Fliers E, Mirmiran M (Eds): Progress in Brain Research, Elsevier Sci. Publ., Toronto, 70:399-410. *In*: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.
- DDF (DEPARTAMENTO DEL DISTRITO FEDERAL) (1992). 1992 Compendio DGCOH. México D.F. Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica. Secretaria General de Obras Públicas. *In*: NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1995.
- DeBONI U., J.W. SCOTT y D.R. CRAPPER (1972). Intracellular aluminum binding: a histochemical study, *Histochemistry*, 40, 31.
- DeBONI, U., A. OTVOS, J.W. SCOTT, y D.R. CRAPPER. (1976). Neurofibrillary degeneration induced by systemic aluminum. *Acta Neuropathol.*, 35, 285.
- DGCOH (Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica) (1989). Plan Maestro de Agua Potable. Secretaria General de Obras; DDF. Departamento del Distrito Federal. Ciudad de México. Noviembre. *In*: Castañeda-Rodriguez, C. 1993. Desarrollo de un plan para atención de emergencias en sistemas de abastecimiento de agua potable y su aplicación al sistema Cutzamala. Tesis de Licenciatura. Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería UNAM.
- DGCOH (Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica) (1996). Acueducto Perimetral. Departamento del Distrito Federal, México, D.F.
- DGCOH (Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica) (1997). Plan Maestro de Agua Potable del Distrito Federal 1997-2010. México D.F. Julio, 1997.
- DINGERS, R.R.S. (1973). Ecology of Daphnia in Stabilization Ponds. Texas State Department of Health Division of Wastewater Technology and Surveillance.
- DUFFUS, J.H. (1983). Toxicología Ambiental. Ed. Omega, España. 172 pp.
- DUTKA, B.J.(1990). Methods for microbiological and toxicological analysis of water, wastewater and sediment. Dept. of Environmental Rivers Reseach Institute. Center of Inland Waters. Canada.

- DUTKA, B.J. (1993). Stability and replicability of bioassays used in the "Baterly of test approach for aquatic ecosystem screening. River Research Branch National Water Reseach Institute Burlington, Ontario. 22 pp.
- EASTWOOD J.B., G.E. LEVIN, M. PAZIANAS, A. TAYLOR, J. DENTON y A.J. FREEMONT (1990). Aluminium depposition in bone after contamination of drinking water supply. *Lancet*, 336, 462-464.
- ELLIOTT H.L., 1978. *Lancet* 2:1255. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- FAXSA (1998). Clave internet: <http://www.faxsa.com.mx/c60le001.html>
- FOULKES, E.C. (1990). Biological effects of heavy metals. Vol. I. CRC Press. Boca Raton, Florida, 69-96. Cap. 4. Neuropathology of heavy metals and its modulation by nutritional influences por Chang, L.W. y S.F. Casey.
- FREDA, J. y McDONALD, D.G. (1989). Effects of aluminum on the leopard frog, *Rana pipiens*: life stage comparisons and aluminum uptake, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 210. *In: Hoffman, D.J.; B.A. Rattner, G.A. Burton Jr.; J. Cairns Jr., 1995. Handbook of ecotoxicology. Lewis, Boca Raton. 755 pp.*
- FREEMAN, R.A., y W.H. EVERHART (1971). Toxicity of Aluminum hidroxide complexes in neutral and basic media to Rainbow Trout. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 100:644.
- FULTON, G. (1974). Recover alum to reduce waste-disposal costs. *Journal American Water Works Association.* 312-319, Mayo.
- GALINI, S.H., y M. CHATZINOFF (1981). Aluminum poisoning and chick embryogenesis. *Environ. Res.* 24: 1-5 *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- GHERARDI, G.E. (1983). Avaliaçao da Toxicidade dos Principais Despejos Industriaia da Região de ERQ-Suzano a traves de Ensaio Biologicos. DAE. Brasil. No. 132, 42-47 pp. *In: MENDOZA, C.A. y M.G. CORTES, 1994. Caracterización fisicoquímica y evaluación toxicológica utilizando bioensayos en agua, suelo y sedimento del Distrito de Desarrollo Rural 063, Hidalgo. Tesis de Biología, Campus Iztacala, UNAM, 153 pp.*
- GOLUB, M.S., C.L. KEEN y M.E. GERSHWIN (1992). Neurodevelopmental effect of aluminum in mice: fostering studies. *Neurotoxicol Teratol* 14:177-182. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- GOLUB, M.S., B. HAN, y C.L. KEEN (1993). Developmental patterns of aluminum in mouse brain and effects of dietary aluminum excess on manganese deficiency. *Toxicology*, jul 11; 81(1): 33-47. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- GRAPHPAD, (1998). Copyright © 1992-1998 by GraphPad Software, Inc. Clave internet: <http://www.graphpad.com>
- GREGORY J. (1985). The action of polymeric flocculants. Depastament of civil engineering. University College London. USA. 125 - 137 pp. *In: Torres-Rojas, L.C., 1995. Comparación del efecto floculante de los polimeros derivados del tetrametil etilen amonio y del sulfato de*

aluminio en aguas residuales de la cabecera municipal de Huixquilucan. Tesis de Licenciatura. Químico Farmaco Biólogo. Univ. La Salle, Escuela de Química.

- HAVAS, M. (1985). Aluminum bioaccumulation and toxicity to *Daphnia magna* in soft water at low pH. *Can.J.Fish. Aquat. Sci.*, 42:1418-1748.
- HAVAS, M. y T.C. HUTCHINSON (1982). Aquatic invertebrates from the smoking Hills, N.W.T. : Effects of pH and metals on mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39:890-903.
- HENRY D.A., GOODMAN W.G., NUDELMAN R.K. (1984). Parenteral aluminum administration in the dog: I. Plasma kinetics, tissue levels, calcium metabolism, and parathyroid hormone. *Kidney Intl.* 25:362-369. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- HERNÁNDEZ, H.C. (1988). Control supervisorio para operar el Sistema Cutzamala. CAVM, Comisión de Aguas del Valle de México. SARH, Ingeniería Hidráulica en México. México D.F. Septiembre-Diciembre. *In: Castañeda-Rodríguez, C. 1993. Desarrollo de un plan para atención de emergencias en sistemas de abastecimiento de agua potable y su aplicación al sistema Cutzamala. Tesis de Licenciatura. Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería UNAM.*
- HERNÁNDEZ M.A. (1992). Depuración de aguas residuales. Ed. Colección Señor No. 9. España. 394 pp. *In: Torres-Rojas, L.C., 1995. Comparación del efecto floculante de los polimeros derivados del tetrametil etilén amonio y del sulfato de aluminio en aguas residuales de la cabecera municipal de Huixquilucan. Tesis de Licenciatura. Químico Farmaco Biólogo. Univ. La Salle, Escuela de Química.*
- HUNDT, T.R. (1986). Aluminum-Fulvic acid interactions: mechanics and applications. AWWA Proceedings of Annual Conference, Denver, CO, June 22-26 pp. 1199-1201.
- HUTCHINSON, T.C. (1983). A historical perspective on the role of aluminium in toxicity of acidic soils and lake wastes. In *Heavy Metals in the Environment*. Heidelberg: Commission of the European Communities.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática) (1991). Area Metropolitana de la Ciudad de México - Síntesis de resultados - X Censo General de Población y Vivienda 1990. México D.F. INEGI. *In: NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1995.*
- JOHNSON, A.C. y M. WOOD (1990). *Appl. Environ. Microbiol.* 56:3629-3633. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- KABATA-PENDIAS, A., H. PENDIAS (1992). Trace elements in soil and plants, CRC Press Inc. Boca Raton, Florida. 161-163. *In: LIPPMANN, M. 1992. Environmental toxicants: human exposures and their health effects. Van Nostrand Reinhold, New York. 699 pp. Cap. 19. Trace elements Aluminum, Arsenic, Cadmium, Mercury and Nickel. Bhamra R.K. y M. Costa.*
- KARLICK, S.J., G.L. EICHORN y P.N. LEWIS (1980). *Biochemistry* 19:5991-5998, 1980. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- KLATZO, I., WISNIEWSKI, H. y E. STREICHER. (1965). Experimental production of neurofibrillary degeneration. I. Light microscopic observations. *J. Neuropathol. Exp. Neurol.* 24, 187.

- KRUCK, T.P.A. (1993). Aluminium Alzheimer's link?. *Nature* Vol. 363, 119 pp
- LEGORRETA, J., M.C. CONTRERAS, M.A. FLORES y N. JIMÉNEZ (1997). Las cuencas externas. *Ecológica*. Julio -1997. Centro de Ecología y desarrollo (CECODES).
Clave internet: www.txinfinet.com/mader/ecotravel/mexico/ecologia/97/0897agua2.html.
- LEONARD y GERBER (1988). *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- LEWIS, T. (1989). *Environmental Chemistry and Toxicology of Aluminum*. Lewis Publishers. Michigan USA. 344 pp.
- LIONE, A. (1985). Aluminum toxicology and the aluminum-containing medications. *Pharmac. Ther.* 29: 255-285. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- LÓPEZ, P. (1975). Bioensayos en tres especies: *Tilapia melanopleura*, *Cyprinus carpio* y *Micropterus salmoides* para probar la toxicidad de las aguas residuales de dos industrias (Ingenio Azucarero y Tenería) y aguas residuales domésticas de la Cd. de Cuernavaca, Mor. Tesis Profesional. U.A.N.L., México.
- MACARTHUR, J.W. and W.H.T. BAILLIE (1929a). Metabolic Activity and Duration of life. I: Influence of temperature on Longevity in *Daphnia magna*. *The Journal of Experimental Zoology*. 53 (2).
- MACARTHUR, J.W. y W.H.T. BAILLIE (1929b). Metabolic Activity and Duration of Life. II: Metabolic Rates and their relation to longevity in *Daphnia magna*. *The Journal of Experimental Zoology*. 53 (2).
- MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega, España, 1010 pp.
- MATEOS, A., E. LAVÍN y F. BIELER (1997). Acueducto Perimetral de la Ciudad de México. *Hidráulica urbana*, No. 2, junio, 21-24 pp. DGCOH (Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica).
- MCCORMACK (1978). *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- MENDOZA, C.A. y M.G. CORTES (1994). Caracterización fisicoquímica y evaluación toxicológica utilizando bioensayos en agua, suelo y sedimento del Distrito de Desarrollo Rural 063, Hidalgo. Tesis de Biología, Campus Iztacala, UNAM, 153 pp.
- MILHAM, (1979). *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- MONTEAGUDO, F.S, M.J. CASSIDY y P.I. FOLB (1989). Recent developments in aluminum toxicology. *Med. Toxicol.* 4:1-16. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- MORIMURA, S. y H. MATSUMOTO (1978). *Plant. Cell Physiol.* 19:429-436. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- MORTON, M.S. (1976). *Prev. Soc. Med.* 30:36-39. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*

- MOTEKAITIS, R.J., and A.E. MARTELL (1984). Complexes of Aluminum (III) with Hydroxy carboxylic Acids. *Inorg. Chem.*, 23:18-23.
- NALCO CHEMICAL COMPANY (1989). Manual del agua, su naturaleza, tratamiento y aplicaciones. Ed. Mc Graw-Hill. México. tomo 1.
- NASON, A. (1979). *Biología*. Ed. Limusa. México. 726pp.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1995). El suministro de agua de la Ciudad de México. Mejorando la sustentabilidad. Acad. De la Invest. Cientif. A.C. National Academy Press. Washington, D.C.
Clave internet: <http://lanic.utexas.edu/la/Mexico/water/reesp.html>
- NMX-AA-087-1995-SCFI. Evaluación de Toxicidad Aguda con *Daphnia magna* Straus (Crustacea-Cladocera) - Método De Prueba. DOF 11/01/ 1996.
- NOM-127-SSA1-1994. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- NOM-001-ECOL-1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales.
- NORSETH (1979). *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- NOVAK, J.T. (1979). Historical and technical perspective of sludge treatment and disposal. In Proc. of the AWWA Seminar: Recent advances in sludge treatment and disposal. American Water Works association, Denver, CO.
- OCTIVE, J.C., WOOD M y A.C. JOHNSON (1991). *Mutat. Res.* 264:135-137.
- OLIN, B.R. (1990). Drug facts and comparisons. Facts and comparisons, St Louis, Missouri. *In: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.*
- OPS (Organización Panamericana de la Salud) (1981). Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. División de protección de la salud ambiental. OPS. Segunda Edición. Perú. *In: Torres-Rojas, L.C., 1995. Comparación del efecto floculante de los polimeros derivados del tetrametil etilen amonio y del sulfato de aluminio en aguas residuales de la cabecera municipal de Huixquilucan. Tesis de Licenciatura. Químico Farmaco Biólogo. Univ. La Salle, Escuela de Química.*
- OPS (Organización Panamericana De La Salud) (1987). Guías para la calidad del agua potable. Vol. 2 criterios relativos a la salud y otra información de base.
- OSTROSKY, S.F. (1998). Cuando la memoria falla. *Ciencias*. No. 49, 30-35 pp.
- PELTIER H.W. and D.C. WEBER (1985). Methods for measuring the Acute Toxicity of Effluents to Freshwater and marine organisms. U.S.E.P.A. Cincinnati. 216 p.

- PENNAK, W. R. (1978). Fresh-Water Invertebrates of the United States. 2ed. Ronald Press New York. Chapter 16.
- PETERSON, S.A., W.D.SANVILLE, F.S. STAY y C.F. POWERS (1974). Nutrient inactivation as a Lake restoration procedure. Laboratory investigations. EPA-660/3-74-032. National Technical Information Service, Springfield,VA.
- PETIT, T.L. (1982). Neuroanatomical and clinical neuropsychological changes in aging and senile dementia, in *Aging and Cognitive Processes*, Craik, F.I. y S. Trehub. Eds. Plenum Press, New York, 1.
- PRATT, D.M. (1943). Analysis of Population Development in *Daphnia* at different temperatures. *Biological Bulletin*. 85 (2) oct.
- RAO, K.S.J., B.S. RAO, y D. VISHNUVARDHAN (1993). Alteration of superhelical state of DNA by aluminum (AL). *Biochim. Biophys. Acta*. 1172(1-2): 17-20. *In: Micromedex Inc.* 1987-1995. Vol. 23.
- RAND, G.M. and S.M. PETROCELLI (1985). *Fundamentals of Aquatic Toxicity. Methods and Applications*. Hemisphere Publishing Corporation. Washington, D.C.
- RAVEN, P.H. y G.B. JONHSON (1992). *Biology*. Ed. Mosby Year Book, 3ra. Edición. Missouri, USA. 1217 pp.
- RODNEY McINNIS (1997). Technical Methods Section. Toxicity/Genotoxicity of Solid Phase Samples using *P.redivivus*. Ed. John Wiley and Sons, Inc.
- RUETER, J.G., Jr., K.T. O'RAILLY, and R.R. PETERSEN (1987). Indirect Aluminum toxicity to the green alga *Scenedesmus* Through increased cupricion activity. *Environ. Sci. Technol.*, 21(5):435-438.
- SAMOILOFF, M. (1990). Article Title. *Toxic. Assess.* 5:309-318.
- SÁNCHEZ, L.O., (1999). Recuperación de aluminio de un lodo proveniente de una planta potabilizadora que utiliza sulfato de aluminio. Maestría en Ing. Amb. DEPFI-UNAM Campus Cuernavaca, Mor. 112 pp.
- SARH (Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos) (1985). Sistema Cutzamala. CAVM, Comisión de Aguas del Valle de México. D.F. Julio. *In: Castañeda-Rodriguez, C.* 1993. Desarrollo de un plan para atención de emergencias en sistemas de abastecimiento de agua potable y su aplicación al sistema Cutzamala. Tesis de Licenciatura. Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería UNAM.
- SARH (Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos) (1987). Sistema Cutzamala, Segunda Etapa. CAVM, Comisión de Aguas del Valle de México. D.F. Diciembre. *In: Castañeda-Rodriguez, C.* 1993. Desarrollo de un plan para atención de emergencias en sistemas de abastecimiento de agua potable y su aplicación al sistema Cutzamala. Tesis de Licenciatura. Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería UNAM.

- SCHEFFER, F. y P. SCHACHTSCHABEL (1992). Lehrbuch der Bodenkunde, 13 ed. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. *In:* Muñoz, N.H. 1997. Lixiviación de Aluminio en lechos de disposición de lodos. Tesis Maestría Ambiental, DEPTI- UNAM. 103 pp.
- SCHOEFIELD, C. y J.R. TROJNAR (1980). Aluminum toxicity to Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) in acidified waters. In Toribara, T.Y., M.W. Miller, y P.E. Morrow, eds., *Polluted Rain*. Plenum Press, New York, 341-363 pp.
- SCHROEDER, D.E. (1977). Water and wastewater treatment. Ed. Mc Graw Hill. USA. 135 - 151 pp. *In:* Torres-Rojas, L.C., 1995. Comparación del efecto floculante de los polímeros derivados del tetrametil etileno amonio y del sulfato de aluminio en aguas residuales de la cabecera municipal de Huixquilucan. Tesis de Licenciatura. Químico Farmaco Biólogo. Univ. La Salle, Escuela de Química.
- SHACKETTE, H.T., J.A. ERDMAN, T.F. HARM y C.S.E. PAPP (1977). Trace elements in plant food stuff. In *Toxicity of Heavy Metals in the Environment*, Ed. F.W. Oehme. New York: Marcel Dekker. *In:* LIPPMANN, M. 1992. Environmental toxicants: human exposures and their health effects. Van Nostrand Reinhold, New York. 699 pp. Cap. 19. Trace elements Aluminum, Arsenic, Cadmium, Mercury and Nickel. Bhamra R.K. y M. Costa.
- SHEPPARD, S.C., W.G. EVENDEN, S.A. ABOUD y M. STEPHENSON (1993). A plant life-cycle bioassays for contaminated soil, with comparison to other bioassays: Mercury and Zinc. *Arch. Environmental Contamination. Toxicology*. **25**: 27-35.
- SHERRARD, D.J. (1986). Aluminum and renal osteodystrophy. *Semin Nephrol* 1986; 6(Supply 1):5-11.
- SJØRGEN, B., V. LIMUN, M. HAKANSEN y L. HEDSTROM. (1985). Exposure and urinary excretion of aluminum during welding. *Scand. J. Work Environ. Health* 11:39-43. *In:* LIPPMANN, M. 1992. Environmental toxicants: human exposures and their health effects. Van Nostrand Reinhold, New York. 699 pp. Cap. 19. Trace elements Aluminum, Arsenic, Cadmium, Mercury and Nickel. Bhamra R.K. y M. Costa.
- SORENSEN, J.R.J., I.R. CAMPBELL, y L.B. TEPPER (1974). Aluminum in the environment and human health. *Environ. Health Perspect.* 8:3-95. *In:* Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.
- SPOSITO, G. (1996). The environmental chemistry of Aluminum, 2nd edition, CRC Press Inc. Boca Raton, Florida, 333-365.
- SWARTZ, R., J. DOMBROUSKI y M. BURNATOWSKA-HLEDIN (1987). Microcytic anemia in dialysis patients: reversible marker of aluminum toxicity. *Am. J. Kidney Dis.* 9:217-223. *In:* Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.
- SYLVESTER, R.O. (1967). Factors involved in the location and operation of an aluminum reduction plant. *Proceedings of the 22nd Industrial Waste Conference*. Lafayette, IN, Purdue University, 441-454 p.
- TERRY, R.D. y C. PENA (1965). Experimental production of neurofibrillary degeneration. Electron microscopy phosphatase histochemistry and electron probe analysis. *J. Neuropathol. Exp. Neurol.*, 24, 200.

- TORRES, H.F. (1987). Obras hidráulicas. Ed. Limusa, México; D.F. *In*: Castañeda-Rodríguez, C. 1993. Desarrollo de un plan para atención de emergencias en sistemas de abastecimiento de agua potable y su aplicación al sistema Cutzamala. Tesis de Licenciatura. Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería UNAM.
- USEPA (1985). Methods for measuring the Acute Toxicity of effluents to Freshwater and Marine Organisms. 3rd. Edition. USA. 70-76 pp.
- USEPA (1988). Ambient water quality criteria for aluminum. EPA-440/5-5-86-008. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- VICORY, A.H., y L. WEAVER (1984). Controlling discharges of water plant waste to the Ohio River. *AWWA J.*, 57:85-96.
- VILLEE, C.A. (1988) *Biología*. 7ta Edición. Ed. Interamericana, México, D.F., 875 pp.
- WALKER, G.C. (1985). *Annu. Rev. Biochem.* 54:425-457. *In*: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.
- WANG, M.C.; J.Q. HULL; M. JAO; B.A. DEMPSEY and D.A. CORNWELL (1992). Engineering behavior of water treatment sludge. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 118, No. 6, 848-864 pp.
- WATERMAN T.H. (1960). *The Physiology of Crustacea*. Vol. 1: Metabolism and Growth. Academic Press. N.Y. 670 p.
- WEBER J.W. (1979). Control de la calidad del agua. Procesos fisicoquímicos. Ed. Reverté, S.A. España. *In*: Torres-Rojas, L.C., 1995. Comparación del efecto floculante de los polímeros derivados del tetrametil etilen amonio y del sulfato de aluminio en aguas residuales de la cabecera municipal de Huixquilucan. Tesis de Licenciatura. Químico Farmaco Biólogo. Univ. La Salle, Escuela de Química.
- WILLIAMS, J.W., S.R. VERA, T.G. PETERS (1986). Biliary excretion of aluminum in aluminum osteodystrophy with liver disease. *Ann. Intern. Med.* 104:782-785. *In*: Micromedex Inc. 1987-1995. Vol. 23.
- WITTERS, H., J.H.D. VANGENECHTEN, S. VAN PUymbroeck, y O.L.J. VANDERBORGHT. (1984). Interference of Aluminum and pH on the Na-influx in an aquatic insect *Corixa punctata* (Illig.) *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 32:575-579.
- WRIGHT, R.J., V.C. BALIGAR y J.L. AHLRICHS (1989). The influence of extractable and soil solution Aluminum with root growth of wheat seedlings. *Soil Science*, Vol. 148, No. 4, USA, 203-302.
- WUNCHEG, W. y K. FREEMARK (1995). The use of plant for environmental monitoring and assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 30: 289-301.



ANEXO 1

Daphnia magna

Pennak (1978), menciona que tiene distribución cosmopolita, que su hábitat es el de aguas someras y estables (epicontinentales) que presentan una dureza arriba de los 150 mg/l como CaCO₃.

Estos *dáfnidos* alcanzan una longitud máxima de 5 a 6 mm en las hembras, una longitud en los machos de 2 mm y los juveniles 1 mm (Pennak, 1978) (Figura 9.1)

Los organismos son incoloros en condiciones aireadas (concentraciones de oxígeno mayores a los 2.0 mg/l) y presentan coloración rojiza en concentraciones de O.D. menores, o en temperaturas mayores a los 28.5 °C; la coloración es causada por un aumento en la síntesis de hemoglobina, lo que repercutirá en una longevidad más prolongada, incremento en su tasa alimenticia, así como en la producción de huevos (Waterman, 1960).

La reproducción puede ser *acíclica*, *monocíclica* o *dicíclica*. Además, las condiciones ambientales determinan si la reproducción se realiza de modo asexual (*partenogénesis*) o bien de modo sexual. Así, cuando las condiciones son desfavorables (alta densidad, temperaturas extremadamente bajas, hay acumulación de productos de excreción, disminución en la disponibilidad de alimento o concentración de oxígeno disuelto, menor a los 0.5 mg/l), se reproducen de manera sexual; esto conduce a una alta producción de machos e inicio de *gametogénesis* y en consecuencia a la producción de huevos sexuales, que son la forma resistente (*efibio*). En cambio, cuando las condiciones son favorables, predominan las hembras *partenogénéticas* y es cuando se realiza la reproducción de tipo asexual (Tabla 9.1) (MacArthur y Baillie, 1929a; 1929b y Pennak, 1978). La historia de vida en *Daphnia spp.* se restringe a cuatro estadios: a) huevo, b) juvenil, c) adolescente y d) adulto (Figura 9.2)

Tabla 9.1. Sinopsis biológica de *Daphnia magna*

TALLA	Adulto 5 - 6 mm (hembras) Neonato 0.8 - 1.0 mm
LONGEVIDAD PROM.	56 días a 20 °C (120 días máximo)
CICLO DE VIDA	4 - 6 estadios juveniles 6 - 22 estadios adultos
PRIMERA REPRODUCCIÓN	10 días a 20 °C 6 días a 25 °C
TIEMPO INTERCAMADAS	3 - 4 días a 20 °C 2 - 3 días a 25 °C
FECUNDIDAD PROM.	6 - 10 neonatos (máximo 30)
REPRODUCCIÓN	Por partenogénesis (condiciones adecuadas) Sexual (condiciones desfavorables)
ALIMENTACIÓN	Por filtración (en cultivo acepta alimentos naturales y preparados)

(Peltier y Weber, 1985)

Dentro de los requerimientos ambientales más indispensables para la especie de prueba (MacArthur y Baillie, 1929a; 1929b; Pratt, 1943; Dingers, 1973; Peltier y Weber, 1985) se citan los siguientes (Tabla 9.2):

Tabla 9.2. Requerimientos ambientales para *Daphnia magna*

PARAMETRO	AMBITO	OPTIMO
Oxígeno Disuelto	0.2 a 24.0 mg/l	2.0 a 10.0 mg/l
pH	6.5 a 8.6	7.0 a 8.6
Temperatura	8 a 10 °C	18 a 28 °C

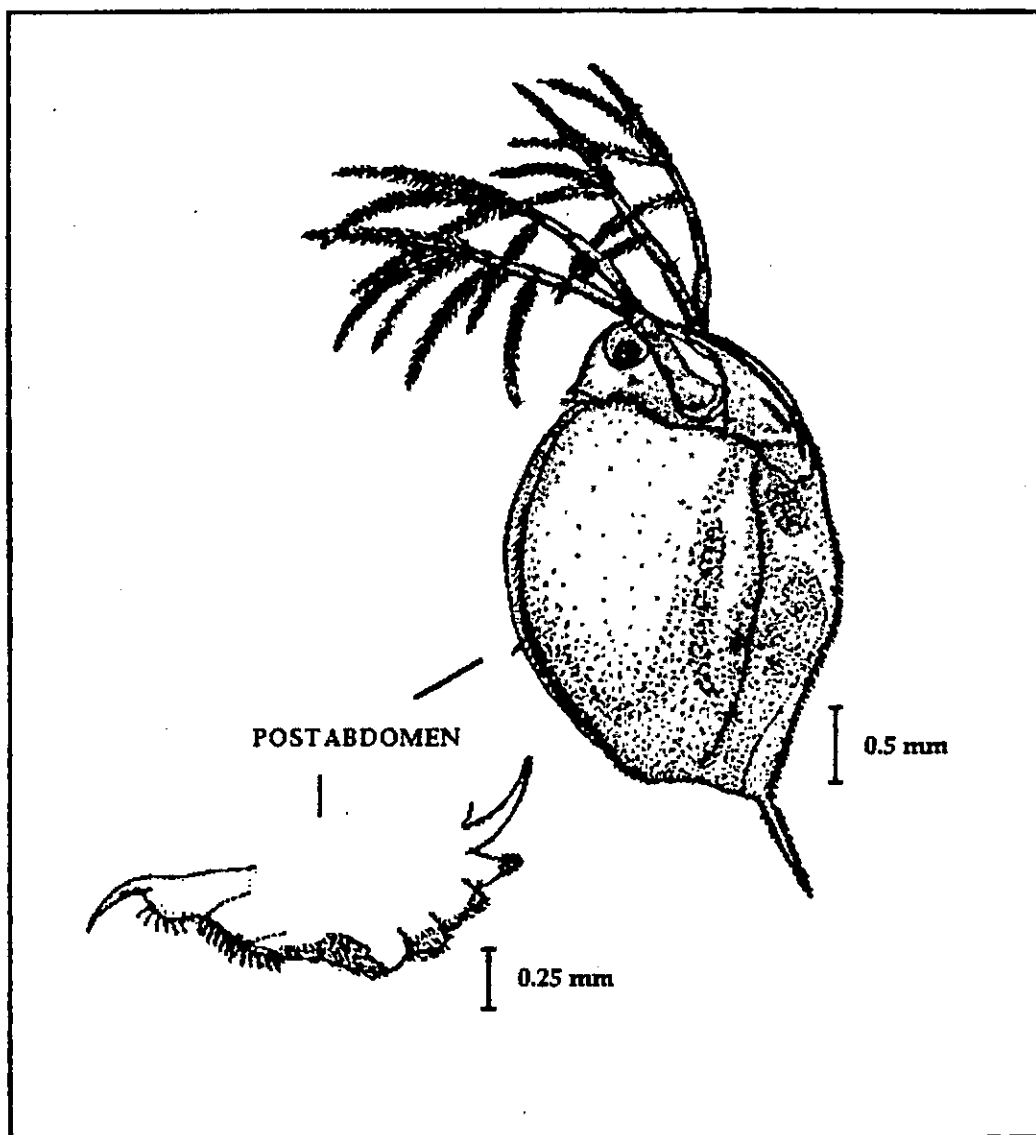


Figura 9.1. *Daphnia magna* Straus (Pennak, 1978).

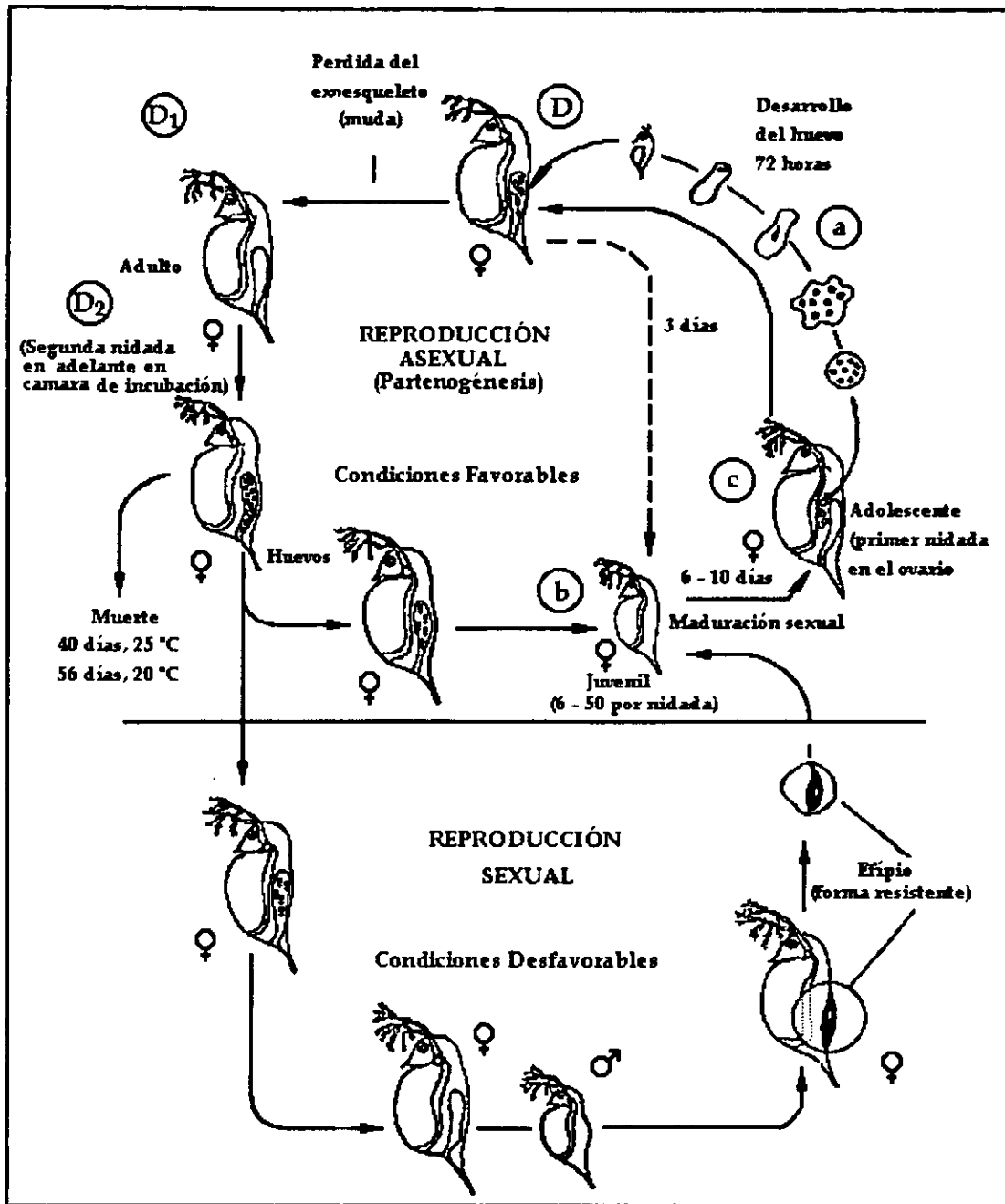


Figura 9.2. Historia de vida de *Daphnia magna* Straus (Pennak, 1978).

ANEXO 2

ALIMENTACIÓN DE LOS CLADOCEROS

El alimento estará constituido por la especie de microalga verde *Chlorella vulgaris*. La alimentación se realizará hasta 3 veces por semana y la cantidad de alimento suministrada a *Daphnia* cada tercer día será de 2.5×10^6 células/ml de *Chlorella vulgaris*. La cuantificación de las células algales se efectúa con la ayuda de una cámara de Neubauer o hemocitómetro (APHA, 1989).

Las microalgas serán separadas del medio de cultivo antes de ser suministradas como alimento. La separación se hará por centrifugación, filtración o sedimentación. Las microalgas concentradas se conservarán en oscuridad y refrigeración (4 °C), utilizándose como alimento inmediatamente y hasta por un periodo máximo de 2 semanas, después del cual deberá desecharse cualquier remanente y emplear un nuevo concentrado.

Para el cultivo de las microalgas verdes se empleará el Medio Bold Basal (NMX-AA-087-1995-SCFI) descrito en la Tabla 9.3.

Tabla 9.3. Medio Bold Basal

REACTIVO	CONCENTRACIÓN (mg/l)*
NaNO ₃	250
CaCl ₂ · 2H ₂ O	25
MgSO ₄ · 7H ₂ O	75
K ₂ HPO ₄	75
KH ₂ PO ₄	175
NaCl	25
FeSO ₄ · 7H ₂ O	4.98
H ₂ SO ₄ conc.	0.001 **
H ₃ BO ₃	11.42
E.D.T.A.	50
KOH	31
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	8.82
MnCl ₂ · 4H ₂ O	1.44
MoO ₃	0.71
CuSO ₄ · 5H ₂ O	1.57
Co(NO ₃) ₂ · 6H ₂ O	0.49

* En agua destilada o desionizada ** ml/l

Una vez preparado el medio se esterilizará durante 15 minutos a 1.01 kg/cm² (15 lb/pg²).

ANEXO 3

AGUA RECONSTITUIDA

Para *Daphnia magna* se utiliza agua reconstituida cuya dureza sea de 160 mg/l a 180 mg/l y el pH entre 7.5 y 8.5. Su preparación debe efectuarse al menos con 72 h de anticipación.

El uso de agua reconstituida es necesario porque:

- Es de composición química conocida
- Permite resultados reproducibles
- Permite crecimiento y reproducción adecuada

PREPARACIÓN

En un garrafón de vidrio de 20 l perfectamente limpio se colocan 19 l de agua destilada o desionizada y posteriormente agregar 2.4 g de sulfato de magnesio (MgSO_4); 3.48 g de bicarbonato de sodio (NaHCO_3) y 0.16 g de cloruro de potasio (KCl) al recipiente en el orden respectivo.

Agregar 2.4 g de sulfato de calcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) a 1000 ml de agua destilada o desionizada en un matraz Erlenmeyer de 1000 ml. Colocar la solución sobre un agitador magnético hasta que el sulfato de calcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) este completamente disuelto. Se adiciona a los 19 l preparados con anterioridad y mezclar perfectamente.

Adicionar 20 μg de selenio de sodio (Na_2SeO_3) y airear por lo menos 24 h.

ANEXO 4

MÉTODO PROBIT

El análisis Probit consiste en un grupo de métodos estadísticos usados para analizar datos de experimentos de concentración-respuesta, y proporciona una estimación de la CL_{50} y la precisión de esta estimación. En el análisis Probit los porcentajes de organismos afectados son convertidos a Probits (unidades de probabilidad), y las concentraciones del efluente son transformadas a logaritmos. La relación entre los Probits y los valores logarítmicos de las concentraciones es aproximadamente lineal (USEPA, 1985).

Determinación de la Concentración Letal Media (CL_{50}) se realiza por el Método Probit, cuya secuencia se explica con el desarrollo del siguiente ejemplo:

Suponiendo que al finalizar una prueba de toxicidad, se obtuvieron los siguientes datos (Tabla 9.4):

Tabla 9.4. Ejemplo de resultados para prueba de toxicidad con *Daphnia sp.*

% Concentración En volumen	No. Organismos expuestos por concentración	No. Organismos muertos por concentración	% Mortalidad por concentración
100	30	24	80
50	30	18	60
25	30	12	40
12.5	30	6	20
6.25	30	3	10

No. total de organismos por dilución = 30 (3 réplicas con 10 organismos en cada uno).

PASO 1: Preparar la Tabla 9.5. con los siguientes datos:

- 1.1 Concentración del efluente usado en la prueba (%)
- 1.2 \log_{10} de la concentración del efluente (X)
- 1.3 Número de organismos por concentración (N)
- 1.4 Mortalidad observada por concentración (r)
- 1.5 Porcentaje de mortalidad por concentración (P)
- 1.6 Probit empírico (EP)
- 1.7 Probit calculado (CP)

Tabla 9.5. Datos de toxicidad para el Método Probit.

Conc. %	\log_{10} conc. (X)	No. de Org. (N)	Mortalidad observada (r)	% de mortalidad (P)	Probit empírico (EP)	Probit calculado (CP)
100	2.0	30	24	80	5.84	5.81
50	1.698	30	18	60	5.25	5.27
25	1.397	30	12	40	4.75	4.74
12.5	1.096	30	6	20	4.16	4.21
6.25	0.795	30	3	10	3.72	3.67

PASO 2: Los apartados 1.1 al 1.5 del paso 1, pueden ser obtenidos directamente de los resultados del bioensayo.

PASO 3: El valor de Probit empírico se obtendrá de la Tabla 9.6, a partir del % de mortalidad por concentración.

Tabla 9.6. Relación de % de mortalidad / Probit empírico.

%	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	-	2.67	2.95	3.12	3.25	3.36	3.45	3.52	3.59	3.66
10	3.72	3.77	3.82	3.87	3.92	3.96	3.92	4.05	4.08	4.12
20	4.16	4.19	4.23	4.26	4.29	4.33	4.29	4.39	4.42	4.45
30	4.48	4.50	4.53	4.56	4.59	4.61	4.64	4.67	4.69	4.72
40	4.75	4.77	4.80	4.82	4.85	4.87	4.90	4.92	4.95	4.97
50	5.00	5.03	5.05	5.08	5.10	5.13	5.15	5.18	5.20	5.23
60	5.25	5.28	5.31	5.33	5.36	5.39	5.41	5.44	5.47	5.50
70	5.52	5.55	5.58	5.61	5.64	5.67	5.71	5.74	5.77	5.81
80	5.84	5.88	5.92	5.95	5.99	6.04	6.08	6.13	6.18	6.23
90	6.28	6.34	6.41	6.48	6.55	6.64	6.75	6.88	7.05	7.33
%	0.0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
99 ^a	7.33	7.37	7.41	7.46	7.51	7.58	7.65	7.75	7.88	8.09

a. Valores entre 99 y 99.9

PASO 4: Graficar en papel el Log_{10} de las concentraciones en el eje "X" y los de Probit empírico en el eje "Y" (Figura A4.1).

PASO 5: Efectuar el ajuste de la recta por el Método de Mínimos Cuadrados, utilizando la ecuación de la recta que se describe a continuación:

$$y = mx + b$$

Una vez finalizado esto, se traza una recta perpendicular al eje "Y" exactamente en el valor Probit igual a 5. En el punto de intersección con la recta ajustada, proyectar hacia el eje "X" para obtener el Log_{10} de la CL_{50} .

Una vez obtenido el valor de Log_{10} de la CL_{50} , se determina la CL_{50} mediante la siguiente relación:

$$CL_{50} = \text{Antilog}_{10} X (\text{en } Y = 5)$$

Para el ejemplo, el Log de la CL_{50} es de 1.54

Simplificando:

$$\text{Log } CL_{50} = 1.54$$

Por lo tanto

$$CL_{50} = \text{Antilog } 1.54$$

$$CL_{50} = 34.67 \%$$

El valor de 34.67% representa la concentración teórica a la cual se detecta el 50% de mortalidad en los organismos expuestos.

PASO 6: Pasos a seguir en la determinación del error patrón.

Determinar "S", que está definido como el rango de incremento de Log_{10} de la concentración (X) por unidad de incremento en el Probit Empírico (EP) y tiene la siguiente relación:

$$S = \frac{X_2 - X_1}{CP_2 - CP_1}$$

Donde:

X_1 y X_2 son los valores más bajos y más altos respectivamente obtenidos a partir de la concentración en Log_{10} (X).

CP_1 y CP_2 son los valores más bajos y más altos respectivamente obtenidos a partir del Probit calculado (CP).

Sustituyendo:

$$S = \frac{2 - 0.795}{5.81 - 3.67} = 0.5630$$

PASO 7: Determinar el error patrón del $\text{Log}_{10} \text{CL}_{50}$, preparando la Tabla 9.7 con los siguientes datos:

- 7.1 Log de la concentración (X)
- 7.2 Número de organismos en cada concentración (N)
- 7.3 Probit calculado (CP)
- 7.4 Factor ponderado (w), obtenido a partir de la Tabla 9.8, considerando los valores de Probit calculado (CP)
- 7.5 Productos: Nw, NwX y NwX²
- 7.6 Sumatorias (SUM): SUM(Nw), SUM(NwX) y SUM(NwX²)

Tabla 9.7. Error patrón del Log CL_{50}

Log Conc. (X)	No. Org (N)	Probit calc. (CP)	Fact. pond. (W)	Producto (Nw)	Producto (NwX)	Producto (NwX ²)
2.0	30	5.81	0.503	15.09	30.18	60.36
1.698	30	5.27	0.616	18.48	31.37	53.21
1.397	30	4.74	0.616	18.48	25.83	36.06
1.096	30	4.21	0.503	15.09	16.55	18.12
0.795	30	3.67	0.336	10.08	8.02	6.37
Sumatorias (SUM)				77.2	111.95	174.1

Tabla 9.8. Factor ponderado (w) para el cálculo de Probit (CP)

	0.0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
1	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.003	0.005	0.006	0.008	0.01
2	0.015	0.019	0.025	0.031	0.040	0.050	0.062	0.076	0.092	0.11
3	0.131	0.154	0.180	0.208	0.238	0.269	0.302	0.336	0.370	0.40
4	0.439	0.471	0.503	0.532	0.558	0.581	0.601	0.616	0.627	0.63
5	0.637	0.634	0.627	0.616	0.601	0.581	0.558	0.532	0.503	0.47
6	0.439	0.405	0.370	0.336	0.302	0.269	0.238	0.208	0.180	0.15
7	0.131	0.110	0.092	0.076	0.062	0.050	0.040	0.031	0.025	0.01
8	0.015	0.011	0.008	0.006	0.005	0.003	0.002	0.002	0.001	0.00

Una vez obtenido el factor ponderado (w) y calculados los productos: Nw , NwX , NwX^2 y sumatorias, sustituidos en la siguiente relación:

$$SE \log_{10} LC_{50} = \left[s^2 \left(\frac{1}{\sum Nw} + \frac{\sum Nw(m-z)^2}{\sum Nw + (\sum NwX^2) - (\sum NwX)^2} \right) \right]^{0.5}$$

Donde:

s Intervalo de incremento = 0.5630

m Pendiente obtenida por mínimos cuadrados = 1.769

Nw 77.22

NwX 111.95

$$z = \frac{NwX}{Nw} = \frac{111.95}{77.22} = 1.449$$

$NwX^2 = 174.12$

Sustituyendo:

$$\begin{aligned} ES \log_{10} CL_{50} &= 0.3169 \left[\left(\frac{1}{77.22} \right) + \left(\frac{77.22(1.769 - 1.449)^2}{77.22(174.12) - (12532.80)} \right) \right]^{0.5} \\ &= \left[0.3169 \left(0.01384 + \frac{7.907}{912.746} \right) \right]^{0.5} \\ &= [0.3169(0.02250)]^{0.5} \\ &= (0.0071302)^{0.5} \\ &= 0.0844 \end{aligned}$$

El intervalo de confianza de la CL_{50} está dado por la siguiente relación:

$$IC CL_{50} = (CL_{50}) (ES \log CL_{50}) (\ln_{10})$$

Sustituyendo:

$$IC CL_{50} = (34.67\%) (0.0844) (2.3025) = 6.73$$

$$IC CL_{50} = 6.73 \%$$

Por lo tanto, la CL_{50} obtenida en el ejemplo, con el intervalo (95% de confiabilidad estadística) correspondiente es:

$$CL_{50} = 34.67\% \pm 6.73\%$$

Las Unidades de Toxicidad aguda se obtienen a partir de la siguiente relación:

$$U.T. = \frac{1}{CL_{50}} \times 100$$

Donde:

U.T. = Unidades de Toxicidad aguda

CL_{50} = Concentración teórica que origina el 50% de mortalidad de organismos expuestos con la muestra evaluada.

Sustituyendo:

$$U.T. = \frac{1}{34.67} \times 100 = 2.88$$

Por lo tanto, en este ejemplo se obtuvieron 2.88 Unidades de Toxicidad aguda.

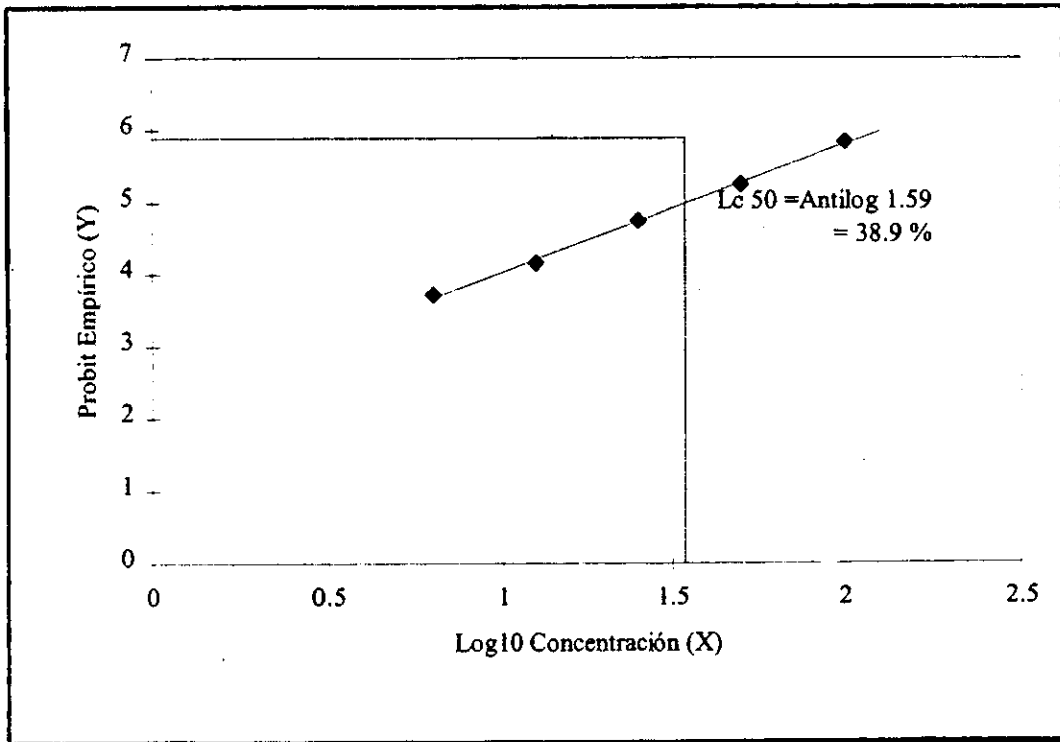


Figura 9.3. Representación del Método Probit

ANEXO 5

PRUEBA DE TOXICIDAD UTILIZANDO EL NEMÁTODO

Panagrellus redivivus (Samoiloff, 1990)

OBJETIVO

Esta prueba intenta evaluar el impacto de los contaminantes en muestras acuosas en varias etapas biológicas de una manera cuantitativa.

ÁMBITO

La prueba con nemátodos puede ser utilizada para los siguientes tipos de muestras:

- a) Muestras de agua de lagos, ríos, arroyos, aguas subterráneas, agua de pozos.
- b) Extractos acuosos de suelos, sedimentos, lodos, productos de consumo y absorbentes químicos.
- c) Extractos orgánicos de suelos, sedimentos y lodos.

El nemátodo *Panagrellus redivivus* está constituido aproximadamente por 530 células somáticas, organizadas en tejidos y órganos (Figura 9.4). El primer estadio juvenil J_1 se lleva a cabo dentro de la madre, posteriormente los neonatos son denominados J_2 (segundo estadio). Después de un período de 96 horas, los neonatos J_2 crecen a dos estadios juveniles adicionales (J_3 y J_4) y finalmente una etapa adulta. Cada etapa o estadio de *Panagrellus redivivus* presenta un rango de talla característico. Bajo condiciones adversas el desarrollo de dichos organismos se ve interrumpido y puede determinarse al termino de la prueba en que etapa de su desarrollo se dio la alteración.

Al monitorear una población de 100 organismos J_2 durante un período de crecimiento de 96 horas proporciona un método cuantitativo de medir efectos letales y subletales sobre una muestra. Los efectos letales son determinados por una reducción en el número total de organismos en la población. El número de organismos que permanecen en las etapas J_2 y J_3 después del período de 96 horas proporcionan información sobre efectos subletales.

El crecimiento de J_2 a J_3 , o de J_3 a J_4 requiere de poca actividad genética, pero en el caso del desarrollo de J_4 a adulto se requiere excesiva actividad genética. Muchos mutágenos conocidos han inhibido el crecimiento de J_4 a adulto, y esta inhibición específica del desarrollo J_4 a adulto puede ser utilizada como indicador de mutagenicidad potencial en estas pruebas, lo cual posteriormente puede ser utilizado en otras pruebas específicas de mutagenicidad.

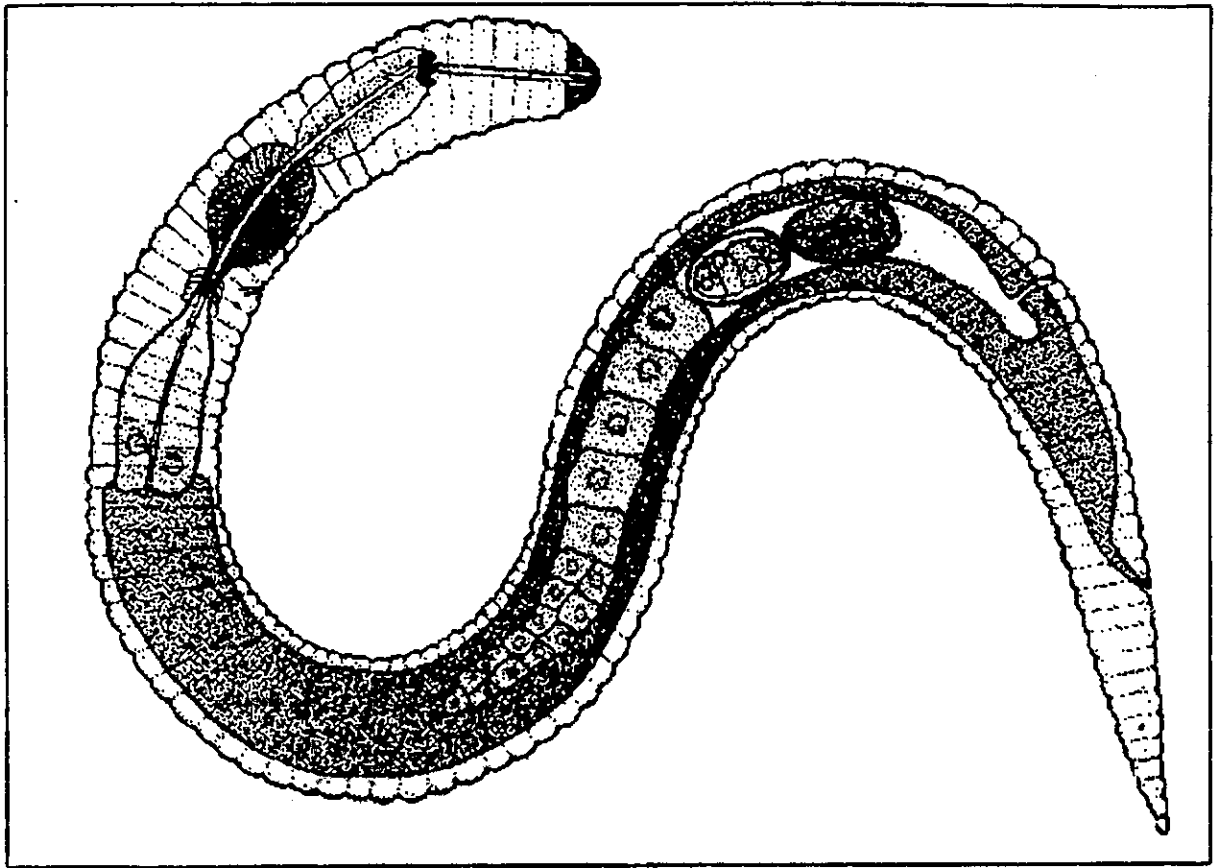


Figura 9.4. Nemátodo *Panagrellus redivivus*

REACTIVOS

Durante toda la prueba deben usarse reactivos de grado químico y agua destilada, desionizada (o equivalente).

BUFFER M9

El medio Buffer M9 no es un medio nutritivo, sino un medio para lavar los organismos, limitar su crecimiento y proveer un medio estándar. Mezclar todos los compuestos (Tabla 9.9) y esterilizar en autoclave a 121 °C durante 15 minutos a una presión de 15 psi.

Tabla 9.9. Medio Buffer M9

NOMBRE COMÚN	FORMULA	CANTIDAD
Fosfato de sodio (dibásico)	$\text{NaPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	6.00 g
Fosfato de potasio (monobásico)	KH_2PO_4	3.00 g
Cloruro de sodio	NaCl	5.00 g
Sulfato de magnesio	MgSO_4	0.25 g
Agua destilada		1.00 l

SOLUCIÓN DE COLESTEROL

Esta solución provee los esteroides requeridos para el crecimiento y desarrollo de los nemátodos. Mezclar los compuestos (Tabla 9.10) y esta solución es levemente calentado hasta que el colesterol sea disuelto.

Tabla 9.10. Solución de Colesterol

NOMBRE COMÚN	CANTIDAD
Colesterol	500 mg
Etol	100 ml

SUSPENSIÓN DE LEVADURA

Esta suspensión es usada como fuente de alimento para el crecimiento del cultivo. Aproximadamente 4 ml de la suspensión (Tabla 9.11) son adicionados en una serie de viales de 2.5 ml que son esterilizados en autoclave por 15 minutos a 121 °C.

Tabla 9.11. Suspensión de levadura

NOMBRE COMÚN	CANTIDAD
Levadura deshidratada	50 mg
Agua destilada	100 ml

MEDIO DE CRECIMIENTO M9-Y

El medio M9-Y es un medio nutritivo limitado, usado para transferir los cultivos stock a cajas con medio nuevo. Limita el crecimiento de la población de nemátodos y es el medio básico para los bioensayos. La mezcla de Buffer M9 y la suspensión de levadura es esterilizada en autoclave por 15 minutos a 121 °C. Después de la autoclave, la solución de colesterol es adicionada a la mezcla caliente (Tabla 9.12)

Tabla 9.12. Medio de crecimiento M9-Y

NOMBRE COMÚN	CANTIDAD
Buffer M9	99.0 ml
Suspensión de levadura	1.0 ml
Solución de colesterol	0.1 ml

PLACAS DE AGAR-AGUA

Estas placas son usadas para mantener a pequeñas poblaciones de cultivo stock y para colectar organismos J₂. La solución de Agar y agua es esterilizada en autoclave por 15 minutos a 121 °C, y 1 ml de solución de colesterol es adicionado a la solución de Agar caliente (Tabla 9.13). Aproximadamente 20 ml de

agar es adicionado a una serie de cajas petri de 100 mm de diámetro. Después del enfriado y solidificación del agar, las cajas son conservadas en refrigeración.

Tabla 9.13. Placas de agar-agua

NOMBRE COMÚN	CANTIDAD
Agar	17 g
Agua destilada	1 l
Solución de colesterol	1 ml

MEDIO DE CULTIVO EN MASA

La harina y el agua son mezcladas (Tabla 9.14) y la mezcla es vertida en cajas petri. La mezcla es esterilizada en autoclave a 121°C por 15 minutos.

Tabla 9.14. Medio para cultivo en masa

NOMBRE COMÚN	CANTIDAD
Harina de trigo o centeno	100 mg
Agua destilada	85 ml

MANTENIMIENTO DEL CULTIVO

La masa de cultivo de *P. redivivus* es mantenida en un frasco de boca ancha de un litro que contenga medio para cultivo en masa (Tabla 9.14). Una pequeña población de nemátodos (alrededor de 1000 organismos) contenidos en medio Buffer M9 (Tabla 9.9) son adicionados al medio de crecimiento. Después de varias semanas, una multitud de nemátodos pueden ser observados en las paredes del frasco. Las poblaciones que exceden 50,000,000 individuos pueden ser mantenidas por varias semanas en estos cultivos. Rutinariamente, nuevos cultivos deben ser preparados dos veces al mes.

Poblaciones pequeñas de nemátodos son mantenidas en cajas con agar-agua (Tabla 9.13). Estos cultivos son alimentados cada 4 ó 5 días con tres gotas de la suspensión de levadura (Tabla 9.11) por caja petri. Subcultivos pueden ser obtenidos de los residuos acumulados en las tapas de las cajas petri con aproximadamente 10 ml de solución M9-Y (Tabla 9.12), y transfiriendo 3-4 ml de este fluido que contiene los nemátodos a una caja petri con medio agar-agua nuevo.

CULTIVOS PARA PRUEBAS DE TOXICIDAD

Las pruebas de toxicidad preferentemente usan organismos J_2 . Antes de cada prueba, es adecuado contar con organismos J_2 los cuales cuentan con un estado fisiológico similar (Figura 9.5).

Un día antes de que se realice el bioensayo, una caja de cultivo es preparada. Hembras grávidas son transferidas desde un medio de cultivo en masa a una caja petri con agar-agua nuevo. Las hembras grávidas son largas, son animales gordos y con una región granular en la parte media del cuerpo, formada por huevos, embriones y organismos J_1 .

Existen dos formas de transferir las hembras grávidas:

- a) La caja petri es inundada con medio M9 buffer, y las hembras grávidas son recolectadas y transferidas por medio de una micropipeta.
- b) Las hembras son recolectadas desde la superficie del agar seco usando una aguja de disección.

En ambos casos la caja petri contienen únicamente hembras grávidas flotando dentro de un medio Buffer M9 con una profundidad de 2-4 mm. Estas hembras producirán organismos J_2 . En ausencia de alimento los organismos J_2 no crecerán. Cada hembra produce de 10-20 J_2 en una nidada en un período de 12 horas. Esta nidada comprende únicamente organismos J_2 los cuales serán utilizados en el bioensayo.

PRUEBA DE TOXICIDAD

Para los bioensayos (Figura 9.5), se utilizaran alícuotas de 10 ml de la sustancia a probar diluida en medio M9-Y, previamente preparadas. Para bioensayos estándar se usa una muestra acuosa, extracto metanólico de la muestra, o extracto de la muestra en dimetil sulfóxido (DMSO), las siguientes diluciones son rutinariamente utilizadas:

- | | |
|------------------------------|------------------------------------|
| A. Muestra acuosa (10%): | 1.0 ml muestra + 9.0 ml medio M9-Y |
| B. Extracto de Metanol (3%): | 0.3 ml muestra + 9.7 ml medio M9-Y |
| C. Muestra DMSO (1%): | 0.1 ml muestra + 9.9 ml medio M9-Y |

El medio control es preparado diluyendo la solución (agua, metanol, DMSO) en medio M9-Y al mismo nivel que la sustancia a probar.

Las muestras diluidas son colocadas en viales de 2.5 ml. Para cada prueba estándar o control se usan 0.5 ml de la sustancia a probar en cada uno de los 10 viales a probar o control. Usando la micropipeta, 10 organismos J_2 son colectados de la caja petri y adicionados en cada uno de los viales. Los organismos permanecen en crecimiento por un periodo de 96 horas. La temperatura para que se de este crecimiento debe estar entre 19 y 25 °C.

Después del periodo de 96 horas, los viales son abiertos y el número de organismos es contado, considerando la etapa en que cada uno de los organismos permanece y si está vivo el organismo.

La longitud es determinada por medio de una reglilla adicionada al microscopio, de tal manera que se determina en que etapa permanecen los organismos:

- i) J₂ 250 - 350 mm
- ii) J₃ 350 - 550 mm
- iii) J₄ 550 - 750 mm
- iv) adulto 750 - 2000 mm

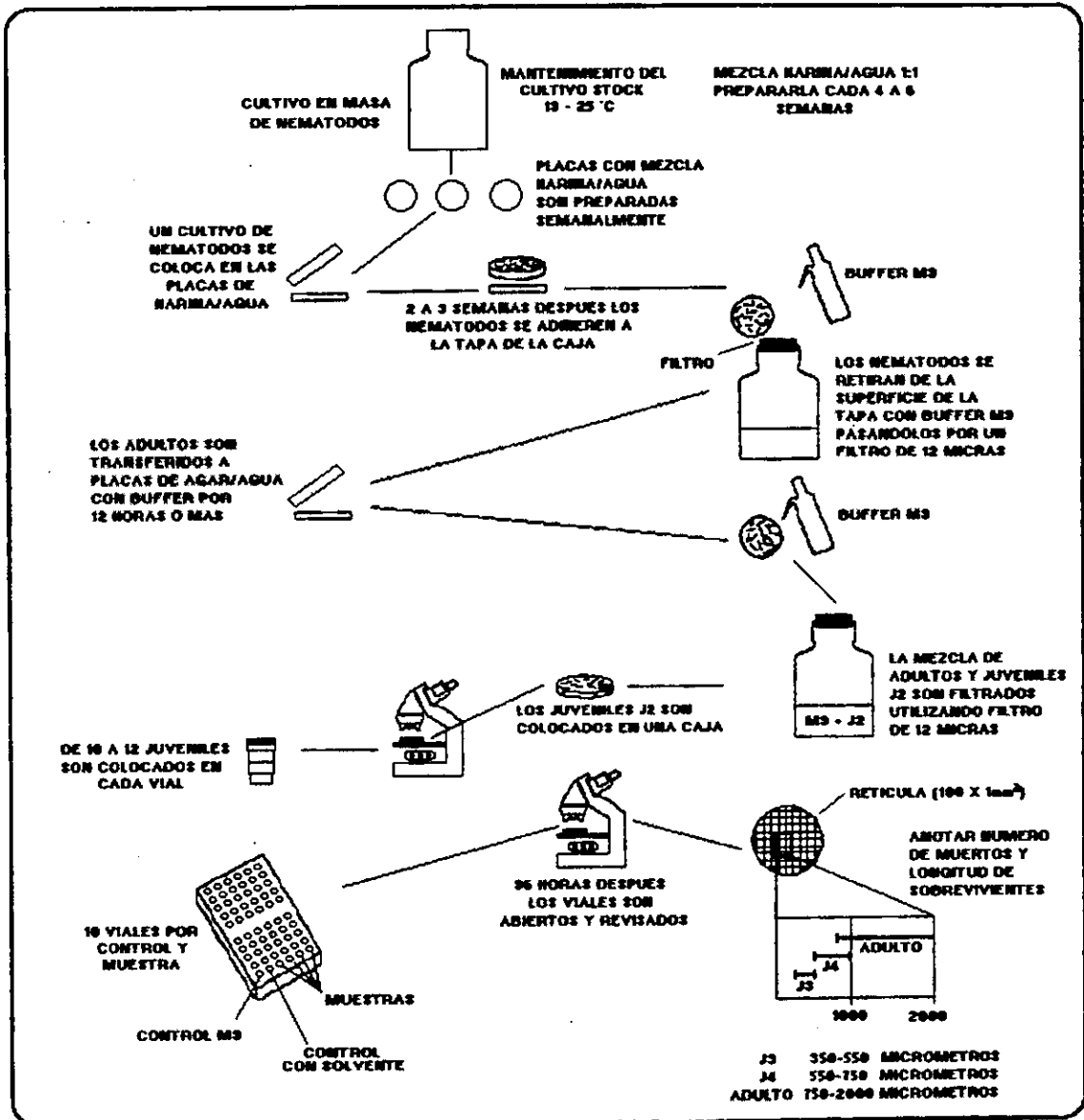


Figura 9.5. Diagrama de flujo para prueba de toxicidad con *Panagrellus redivivus*.

EXPRESIÓN DE RESULTADOS

Los efectos de la sustancia a probar en sobrevivencia, crecimiento y maduración de la población experimental son expresados en porcentajes de estos valores con base en la población control.

SOBREVIVENCIA

Es el porcentaje de sobrevivientes en la población expuesta, con relación a los sobrevivientes en la población control.

$$\text{Sobrevivencia} = 100 X \frac{S_T}{S_c}$$

Donde:

S_T = Número de sobrevivientes en la población probada

S_c = Número de sobrevivientes en la población control

Para determinar si la sobrevivencia es inhibida significativamente por la sustancia probada, el valor de X^2 se calcula por:

$$X^2 = \frac{(S_T - S_c)^2}{S_c}$$

Un valor de X^2 mayor que 5 indica una letalidad significativa.

CRECIMIENTO

El segundo efecto tóxico detectado es la inhibición del crecimiento, cuando un número significativo de organismos probados no alcanza el estadio J_4 o adulto. El crecimiento de la población de la muestra a evaluar con relación al crecimiento de la población control, puede ser expresado como:

$$\text{Crecimiento} = 100 X \frac{(J_{4T} + A_T) / S_T}{(J_{4c} + A_c) / S_c}$$

Donde:

J_{4T} y A_T son el número de J_4 y adultos en la población probada, respectivamente.

J_{4c} y A_c son el número de J_4 y adultos en la población control, respectivamente.

Para determinar si es estadísticamente significativa la inhibición (o estimulación) del crecimiento en la población probada, el valor de X^2 es calculada:

$$X^2 = \frac{\left((J4_T + A_T) - (J4_c + A_c) \right)^2}{(J4_c + A_c)}$$

Un valor de X^2 mayor que 5 indica un efecto significativo en crecimiento. Si el número de organismos J4 de la población probada y los adultos ($J4_T + A_T$) de la muestra es mayor que el número en la población control de J4 y adultos ($J4_c + A_c$), entonces el crecimiento es estimulado, en el caso contrario el crecimiento es inhibido.

MADURACIÓN

El tercer efecto tóxico detectado es la inhibición de la maduración, cuando un número significativo de animales en prueba permanece en estadio J4 sin llegar a la etapa adulta. La transformación del estadio J4 a adulto requiere de esteroides y de la utilización excesiva de información genética. La inhibición específica de esta etapa sugiere efectos tóxicos al nivel genético. La inhibición de esta transformación final en la población experimental con relación al control puede ser expresada como:

$$\text{Maduración} = 100 X \frac{(A_T)/(J4_T + A_T)}{(A_C)/(J4_c + A_c)}$$

Para determinar si es estadísticamente significativa la inhibición de la maduración, el valor de X^2 es calculado:

$$X^2 = \frac{(A_T - A_C)^2}{A_C}$$

Un valor de X^2 mayor que 5 indica un efecto significativo en la maduración.

ADAPTABILIDAD (FITNESS)

Un valor total o sumario, es calculado como la media ponderada de la sobrevivencia, crecimiento y maduración, relativa a la población control. En este cálculo, la sobrevivencia tiene un valor de 4, el crecimiento de 2, y la maduración de 1.

$$\text{Fitness} = 100 X \frac{(4 \times S_T) + (2 \times G_T) + M_T}{7}$$

Donde S_T , G_T y M_T , son la sobrevivencia, crecimiento y maduración calculados en los puntos anteriores.

CONDICIONES DE PRUEBA

Los resultados de esta prueba deben ser ignorados, y la prueba se debe repetir cuando alguna de las siguientes condiciones sea observada:

- I. Menos del 90% de la población control no alcanza la etapa adulta.
- II. Más del 10% de la población control muere.
- III. Si existe un crecimiento microbiano excesivo en los cultivos de prueba. El crecimiento microbiano es en detrimento de los nemátodos.

Los criterios siguientes son indicativos de condiciones tóxicas

- a) Sobrevivencia de menos del 90% relativo a los controles, indica la presencia de materiales activos en procesos esenciales ya sea bioquímicos o fisiológicos.
- b) Maduración de menos del 85% relativo a los controles, sugiere la presencia de materiales que inhiben el funcionamiento genético normal en el organismo.
- c) Crecimiento en talla menor al 90% relativo al control, indica la presencia de materiales activos no necesariamente bioquímico o fisiológicamente dañinos.
- d) Crecimiento mayor al 103% relativo al control, indica la presencia de nutrientes en exceso en la muestra de prueba y no tiene efecto tóxico.

Para determinar cuales muestras son tóxicas, se puede poner un rango/muestra (Tabla 9.15). Los tipos de muestras utilizadas pueden ser acuosas, acuosas concentradas al 10X, sedimentos de agua, extractos de solventes de sedimentos al 1 y 3%, y muestras de fase sólida.

Tabla 9.15. Puntuación para porcentajes de sobrevivencia y maduración en pruebas de toxicidad con *Panagrellus redivivus*

% SOBREVIVENCIA	PUNTOS	% MADURACIÓN	PUNTOS
89.9 - 80	1	89.9 - 75	1
79.9 - 60	3	74.9 - 60	3
59.9 - 30	7	59.9 - 40	5
29.9 - 10	10	39.9 - 25	7
		24.9 - 0	10

Decrecimiento en los índices de sobrevivencia indica que la muestra prueba afecta los procesos esenciales bioquímicos o fisiológicos en el nemátodo.

El decrecimiento en la maduración indica la falla del nemátodo para usar su información genética. De la etapa J_4 a adulto es cuando se involucra la actividad genética más extensa en la vida del nemátodo (Rodney McInnis, 1997).

ANEXO 6

PRUEBA DE TOXICIDAD SOBRE ELONGACIÓN DE RAÍZ DE *Lactuca Sativa*

La lechuga romana (*Lactuca sativa*) es miembro de la familia Compositae, es una planta anual, que al encontrarse en etapa juvenil contiene en sus tejidos un jugo lechoso de látex, cuya cantidad disminuye con la edad de la planta. Se reporta que las raíces principales de absorción se encuentran a una profundidad de 5 a 30 cm. La raíz principal llega a medir hasta 1.80 m por lo cual se explica su resistencia a la sequía (FAXSA, 1998).

Las hojas de la lechuga son lisas, sin pecíolos (sésiles); el extremo puede ser redondo o rizado. Presenta un color que va del verde amarillo hasta el morado claro, dependiendo del tipo y cultivo. El tallo es pequeño y no se ramifica; sin embargo, cuando existen altas temperaturas (mayor de 26°C) y días largos (>12 hr) el tallo se alarga hasta 1.20 m de longitud, ramificándose el extremo y presentando cada punta de las ramillas terminales una inflorescencia (FAXSA, op cit.)

En lo que se refiere a la inflorescencia, ésta se constituye de grupos de 15 a 25 flores, las cuales están ramificadas y son de color amarillo.

Las semillas son largas (4 -5 mm), su color generalmente es blanco crema, aunque también existen pardas y castañas; cabe mencionar que las semillas recién cosechadas por lo general no germinan, debido a la impermeabilidad que la semilla muestra en presencia del oxígeno, por lo que se ha utilizado temperaturas elevadas (20 a 30 °C) para inducir la germinación.

Las semillas de lechuga comienzan a germinar a temperaturas de 2 a 3 °C, siendo la óptima de 20 a 25 °C en el suelo, en el cual pueden emerger las plántulas a los 4 ó 5 días. El rango de temperatura para su desarrollo es de 13 a 25 °C, siendo la óptima entre los 16 y 22 °C (FAXSA, op cit.).

PROCEDIMIENTO PARA LA PRUEBA DE TOXICIDAD

- i) Se preparan y marcan suficientes cajas petri con doble papel filtro, apropiadamente acomodado dentro de las cajas petri, tanto de las cajas de prueba como del testigo.
- ii) Las semillas son seleccionadas de similar tamaño, forma y color para la prueba, usando de 20 - 25 semillas por caja petri.
- iii) Las diluciones de la prueba son preparadas con agua desionizada o destilada. Se sugieren diluciones como 1:1, 1:5, 1:10, y 1:25 en alicuotas de 20 ml.
- iv) En cada caja se colocan aproximadamente 7 - 10 ml de la dilución correspondiente o control. El volumen puede ser controlado mediante la observación del papel filtro, esto es hasta el momento en que el papel se encuentre húmedo y no presente agua sin absorber.
- v) Las semillas se colocan en cada caja en filas (4 filas de 5). Se coloca la tapa de las cajas petri.
- vi) Las cajas petri son colocadas dentro de una incubadora húmeda, con interior oscuro, a una temperatura de 24 °C por 120 horas (5 días) (Figura 5.3).

- vii) Después de la incubación, se registra el número de semillas que germinaron y se mide la longitud de la raíz en mm.

EXPRESIÓN DE RESULTADOS

- i) Se registra el número de semillas control y de prueba que germinaron. Esta información puede aportar una cruda indicación de la toxicidad de la muestra.
- ii) Se realiza la medición de cada raíz después de 120 ± 1 horas de estar en incubación y se calcula la media de la elongación de raíz por cada dilución y control. Para medir la longitud de la raíz, se remueve la semilla y se coloca la plántula en un vidrio o una superficie donde se pueda trabajar, y se mide desde el punto de inicio del hipocotiledon y la raíz primaria, el eje puede estar ligeramente hinchado, o presentar un pequeño dobléz o mostrar un cambio notorio en talla.
- iii) Se calcula la Desviación Standard de la longitud de la raíz de cada muestra usando la siguiente fórmula:

$$DS = \sqrt{\frac{\sum X^2 - \frac{(\sum X)^2}{n}}{n-1}}$$

Si la Desviación Standard de las diluciones a prueba es mayor que 2X la Desviación Standard del control, se repite la prueba para confirmar la variabilidad.

- iv) Calcular las concentraciones EC_{50} y EC_{20} (concentraciones que reducen la longitud de la raíz en un 50% y un 20% de la longitud promedio del control) al graficar los datos de la elongación de la raíz en mm (eje Y) contra las diferentes diluciones (eje X).

Se dibujan líneas desde el eje Y paralelas al eje X desde los puntos donde se localiza el 50% y el 20% de la longitud media del control. Donde crucen estas líneas serán las concentraciones que produzcan el 50% (EC_{50}) y el 20% (EC_{20}) de inhibición en la elongación de la raíz.

La prueba se considerará aceptable si más del 80% de las semillas control presentan crecimiento de radícula y se considerará efecto tóxico cuando se presente una inhibición mayor al 20% en el crecimiento de la radícula comparada con el control.

ANEXO 7

PRUEBA t POR PARES

Tabla 9.16. Resultados obtenidos de aluminio total por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)

ALUMINIO TOTAL											
mg/l											
M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP
1	15.23	14.18	14	1.40	1.06	27	10.23	10.60	40	468.75	595
2	11.11	12.1	15	0.92	0.63	28	22.21	24	41	163.10	202
3	14.28	14.6	16	1.25	0.95	29	23.39	24	42	217	260
4	0.40	0.122	17	0.35	N.D.	30	276.15	330	43	1424	1690
5	2.06	1.93	18	0.61	0.74	31	22.92	24.70	44	301.80	367
6	9.25	9.03	19	32.52	34.80	32	222.35	263	45	1508	1840
7	0.77	0.55	20	115.80	134.50	33	99.25	117	46	N.D.	N.D.
8	0.52	0.28	21	174.25	208	34	11.81	12	47	0.05	N.D.
9	0.26	N.D.	22	158.25	188	35	27.53	28.50	48	0.04	N.D.
10	0.81	0.32	23	23.29	23.80	36	48.23	52.60	49	N.D.	N.D.
11	0.55	0.21	24	94	106	37	138.65	169.50			
12	0.78	0.48	25	7.37	7.29	38	418.50	516			
13	0.68	0.36	26	78.40	89.90	39	454.20	563			

M Muestra

EAA Espectrofotometría de Absorción Atómica

ICP Espectroscopía de Emisión por Plasma Acoplado por Inducción

N.D. No determinado por sobrepasar límites de detección

Estadísticos obtenidos de tabla 9.16:

	<i>EAA</i>	<i>ICP</i>
Media	153.548	184.633
Varianza	102375	150019
Observaciones	43	43
Coefficiente de correlación de Pearson	0.99978	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	42	
Estadístico t	-3.00831	
$P(T \leq t)$ una cola	0.00221	
Valor crítico de t (una cola)	1.68195	
$P(T \leq t)$ dos colas	0.00443	
Valor crítico de t (dos colas)	2.01808	

$$T_c = 2.018 \text{ y } T_r = 0.004 \Rightarrow T_c > T_r$$

\therefore Se rechaza H_0

Tabla 9.17. Resultados obtenidos de aluminio disuelto por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)

ALUMINIO DISUELTO											
mg/l											
M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP
1	0.8	0.09	14	0.03	0.031	27	0.16	0.074	40	1.13	1.43
2	0.7	0.10	15	0.21	0.352	28	0.51	0.29	41	0.09	2.33
3	1.02	0.334	16	0.06	0.862	29	0.49	0.38	42	0.15	0.31
4	0.4	0.104	17	0.46	0.095	30	0.18	0.227	43	0.25	0.131
5	0.17	0.044	18	0.02	0.090	31	0.36	0.239	44	0.08	0.078
6	0.03	0.041	19	0.11	0.55	32	0.31	0.265	45	0.66	1.3
7	0.01	0.148	20	0.23	0.164	33	0.15	0.109	46	0.25	N.D.
8	0.7	0.04	21	0.21	0.096	34	0.1	0.028	47	0.12	N.D.
9	0.22	0.03	22	1.35	1.08	35	0.11	0.085	48	N.D.	N.D.
10	0.0.2	0.145	23	0.94	0.138	36	0.37	0.226	49	N.D.	N.D.
11	0.02	0.162	24	0.25	0.082	37	0.22	0.23			
12	0.02	0.11	25	0.12	0.075	38	4.49	0.401			
13	0.04	0.232	26	0.08	0.595	39	1.11	0.221			

M Muestra

EAA Espectrofotometría de Absorción Atómica

ICP Espectroscopía de Emisión por Plasma Acoplado por Inducción

N.D. No determinado por sobrepasar límites de detección

Estadísticos obtenidos de tabla 9.17:

	EAA	ICP
Media	0.435	0.337
Varianza	0.511	0.207
Observaciones	44	44
Coefficiente de correlación de Pearson	0.164	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	43	
Estadístico t	0.831	
P(T<=t) una cola	0.205	
Valor crítico de t (una cola)	1.681	
P(T<=t) dos colas	0.41	
Valor crítico de t (dos colas)	2.017	

$$T_c = 2.017 \text{ y } T_1 = 0.41 \Rightarrow T_c > T_1$$

∴ Se rechaza H_0

Tabla 9.18. Resultados obtenidos de hierro total por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)

HIERRO mg/l											
M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP
1	3.02	2.78	14	0.16	0.14	27	0.92	0.88	40	116.56	136.85
2	2.58	2.57	15	0.12	0.09	28	4.51	4.35	41	34.15	33.70
3	4.83	4.46	16	0.34	0.31	29	4.10	3.79	42	36.85	37
4	0.07	0.07	17	0.02	0.01	30	83.19	78.80	43	220.99	193
5	0.59	0.57	18	0.18	0.14	31	2.71	2.42	44	37.28	36.50
6	2.46	2.17	19	7.13	6.83	32	45.09	43.40	45	156.49	149
7	0.23	0.22	20	24.68	23.80	33	15.64	14.50	46	0.061	N.D.
8	0.09	0.10	21	56.71	56.90	34	1.68	1.51	47	0.102	0.06
9	0.07	0.06	22	35.69	35.60	35	3.07	2.80	48	0.059	N.D.
10	0.24	0.22	23	4.94	4.31	36	4.16	3.74	49	0.037	N.D.
11	0.21	0.19	24	14.31	13.20	37	36.35	37.15			
12	0.23	0.20	25	1.02	1.03	38	92.74	84.40			
13	0.20	0.19	26	10.09	9.17	39	87.19	86.15			

M Muestra

EAA Espectrofotometría de Absorción Atómica

ICP Espectroscopia de Emisión por Plasma Acoplado por Inducción

N.D. No determinado por sobrepasar límites de detección

Estadísticos obtenidos de tabla 9.18:

	<i>EAA</i>	<i>ICP</i>
Media	25.085	24.2462
Varianza	2093.3	1882.238
Observaciones	46	46
Coefficiente de correlación de Pearson	0.994	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	45	
Estadístico t	1.0509	
P(T<=t) una cola	0.1495	
Valor crítico de t (una cola)	1.6794	
P(T<=t) dos colas	0.2989	
Valor crítico de t (dos colas)	2.0141	

$$T_c = 2.014 \text{ y } T_t = 0.299 \Rightarrow T_c > T_t$$

∴ Se rechaza H_0

Tabla 9.19. Resultados obtenidos de hierro disuelto por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)

HIERRO DISUELTO											
mg/l											
M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP
1	0.04	0.03	14	0.03	0.01	27	0.01	0.02	40	0.12	0.18
2	0.07	0.05	15	0.02	0.02	28	0.02	0.08	41	0.05	0.25
3	0.10	0.08	16	0.02	0.08	29	0.03	0.14	42	0.01	0.05
4	0.06	0.05	17	0.04	0.03	30	0.03	0.09	43	0.04	0.08
5	0.04	0.01	18	0.01	0.01	31	0.03	0.09	44	0.03	0.05
6	0.01	0.01	19	0.02	0.07	32	0.05	0.05	45	0.06	0.11
7	0.02	N.D.	20	0.01	0.06	33	0.02	0.01	46	0.01	N.D.
8	0.04	N.D.	21	0.03	0.05	34	0.02	0.02	47	0.053	N.D.
9	0.04	N.D.	22	0.12	0.13	35	0.02	0.04	48	0.018	N.D.
10	0.02	0.05	23	0.03	0.02	36	0.04	0.01	49	0.021	N.D.
11	0.03	0.09	24	0.03	0.02	37	0.03	0.06			
12	0.01	0.06	25	0.02	0.02	38	0.14	0.07			
13	0.02	0.09	26	0.02	0.07	39	0.11	0.09			

M Muestra

EAA Espectrofotometría de Absorción Atómica

ICP Espectroscopía de Emisión por Plasma Acoplado por Inducción

N.D. No determinado por sobrepasar límites de detección

Estadísticos obtenidos de tabla 9.19:

	EAA	ICP
Media	0.041	0.063
Varianza	0.001	0.002
Observaciones	41	41
Coefficiente de correlación de Pearson	0.431	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	40	
Estadístico t	-3.12	
P(T<=t) una cola	0.002	
Valor crítico de t (una cola)	1.684	
P(T<=t) dos colas	0.003	
Valor crítico de t (dos colas)	2.021	

$$T_c = 2.021 \text{ y } T_t = 0.003 \Rightarrow T_c > T_t$$

∴ Se rechaza H_0

Tabla 9.20. Resultados obtenidos de calcio por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)

CALCIO											
mg/l											
M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP
1	28.35	20.12	14	17.33	13.93	27	12.28	12.13	40	32.83	31.68
2	26.63	18.43	15	10.78	10.53	28	11.48	11.43	41	28.68	28.43
3	26.08	16.43	16	13.98	13.23	29	16.18	14.63	42	32.33	31.63
4	7.48	7.73	17	10.38	10.13	30	25.23	24.43	43	68.08	69.13
5	11.83	12.03	18	11.42	11.25	31	13.98	13.33	44	26.48	25.63
6	17.03	14.13	19	14.53	12.13	32	22.83	22.73	45	72.53	70.53
7	0.13	14.43	20	25.83	24.13	33	19.43	17.33	46	0.201	0.122
8	10.85	12.43	21	24.68	22.73	34	15.08	13.83	47	0.457	0.366
9	0.13	12.13	22	22.11	20.13	35	13.83	13.63	48	0.190	0.102
10	15.26	18.48	23	16.58	14.83	36	15.13	13.43	49	0.116	0.085
11	18.83	17.53	24	17.31	15.63	37	24.53	23.53			
12	13.08	13.33	25	13.93	14.73	38	32.53	32.23			
13	10.43	11.43	26	14.63	15.43	39	45.73	44.25			

M Muestra

EAA Espectrofotometría de Absorción Atómica

ICP Espectroscopía de Emisión por Plasma Acoplado por Inducción

N.D. No determinado por sobrepasar límites de detección

Estadísticos obtenidos de tabla 9.20:

	<i>EAA</i>	<i>ICP</i>
Media	18.974	18.409
Varianza	209.342	186.94
Observaciones	49	49
Coefficiente de correlación de Pearson	0.96768	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	48	
Estadístico t	1.079	
P(T<=t) una cola	0.14299	
Valor crítico de t (una cola)	1.67722	
P(T<=t) dos colas	0.28598	
Valor crítico de t (dos colas)	2.01063	

$$T_c = 2.011 \text{ y } T_1 = 0.286 \Rightarrow T_c > T_1$$

∴ Se rechaza H_0

Tabla 9.21. Resultados obtenidos de manganeso por dos diferentes métodos de análisis (EAA e ICP)

MANGANESO											
mg/l											
M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP	M	EAA	ICP
1	0.16	0.16	14	0.01	N.D.	27	0.24	0.17	40	2.77	5.80
2	0.17	0.15	15	0.01	N.D.	28	0.13	0.12	41	0.98	2.81
3	0.10	0.07	16	0.06	N.D.	29	0.17	0.15	42	1.88	3.87
4	N.D.	N.D.	17	N.D.	N.D.	30	0.48	1.62	43	21.40	21.70
5	0.04	N.D.	18	N.D.	N.D.	31	0.33	0.36	44	3.16	7.11
6	0.26	0.22	19	0.18	0.22	32	0.89	3.31	45	13.97	27.80
7	0.02	N.D.	20	0.44	1.00	33	0.60	0.45	46	N.D.	N.D.
8	0.01	N.D.	21	0.44	0.10	34	0.14	0.10	47	0.007	N.D.
9	0.01	N.D.	22	0.52	0.67	35	0.33	0.42	48	0.003	N.D.
10	0.01	N.D.	23	0.24	0.31	36	0.54	0.92	49	0.002	N.D.
11	0.01	N.D.	24	0.59	0.36	37	0.56	1.67			
12	0.01	N.D.	25	0.12	0.06	38	1.88	4.15			
13	0.03	N.D.	26	0.69	1.61	39	1.94	1.76			

M Muestra

EAA Espectrofotometría de Absorción Atómica

ICP Espectroscopía de Emisión por Plasma Acoplado por Inducción

N.D. No determinado por sobrepasar límites de detección

Estadísticos obtenidos de tabla 9.21:

	EAA	ICP
Media	1.759	2.789
Varianza	18.95	36.92
Observaciones	32	32
Coefficiente de correlación de Pearson	0.931	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	31	
Estadístico t	-2.268	
P(T<=t) una cola	0.015	
Valor crítico de t (una cola)	1.696	
P(T<=t) dos colas	0.03	
Valor crítico de t (dos colas)	2.04	

$$T_c = 2.04 \text{ y } T_t = 0.03 \Rightarrow T_c > T_t$$

∴ Se rechaza H_0