

00361



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO**

**FACULTAD DE CIENCIAS  
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

16  
201

**"EXPERIENCIAS SOBRE EL CONTROL DEL LIRIO  
ACUATICO (Eichhornia crassipes) EN MEXICO"**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE:**

**MAESTRO EN CIENCIAS  
( B I O L O G I A )**

**P R E S E N T A:**

**ERIC DANIEL GUTIERREZ LOPEZ**

**DIRECTOR DE TESIS:  
DR. JAVIER ALVAREZ SANCHEZ**

**FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



## **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 está 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.

**A Columba,  
el amor de mi vida**

**A Erika y Daniel**

**A Ety y Adrubal**

## **AGRADECIMIENTOS**

**Este estudio resume más de nueve años de trabajo ininterrumpido, el cual no se hubiera terminado o no tendría su forma actual sin el esfuerzo y la ayuda de muchos colegas y amigos. Deseo agradecerles a todos, en especial a la c. M. en C. Columba Hernández, por su amor, confianza y apoyo sin el cual, esta Tesis no existiría.**

**Mi reconocimiento al Dr. Javier Alvarez, por su valiosa dirección y amistad sincera. A la Dra. Blanca Jiménez por su apoyo, aportaciones y sugerencias a la estructuración del escrito final. Al Dr. Alejandro Novelo por sus consejos y colaboración desinteresada. A la Dra. Marisa Mazeri, Dra. Guillermina Alcaraz, Dr. Manuel Guzmán y M. en C. Margarita Gutiérrez por su acertada revisión e invaluable comentarios.**

**A los compañeros y amigos c. M. en C. Rubén Huerto, c. M. en C. Pilar Saldaña, Biól. Ernesto Uribe, L.I. Alfredo Tapia, Ing. Eduardo Rufz, Hidrobiól. Ulises Bucio, Biól. Marco A. Mijangos por su colaboración y con quienes compartí la experiencia de un equipo de trabajo profesional.**

**A las Gerencias Estatales de la Comisión Nacional del Agua de Hidalgo y Jalisco por su apoyo en las labores de campo. Al Centro de Investigación y Entrenamiento para el Control de la Calidad del Agua (CIECCA) de la SARH y al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua quienes proporcionaron facilidades para las labores experimentales y de gabinete, así como el apoyo económico correspondiente. En especial al Dr. Felipe Arreguín por impulsar la investigación biológica.**

**Al Dr. William T. Haller, Dra. Alison Fox y Dr. Ken Langeland del Centro de Plantas Acuáticas de la Universidad de Florida por su asesoría y enseñanza sobre el manejo e instrumentación del programa de control de malezas acuáticas a gran escala.**

**A la Dra. Dianne Hayward por sus sugerencias y el apoyo brindado para la difusión internacional de la información obtenida.**

**A todos aquellos que de alguna u otra manera participaron en el cumplimiento de los objetivos alcanzados.**

## RESUMEN

En México existen más de 40,000 ha infestadas con lirio acuático. La presencia de esta maleza requiere de acciones de control inmediatas, antes de que la situación sea irreversible. El presente trabajo desarrolla una estrategia que conlleva a la rehabilitación de los cuerpos de agua afectados. Recopila y analiza los elementos históricos, conceptuales y tecnológicos del control de esta planta. Investiga su dinámica y los principales factores que influyen en su comportamiento, generando una base metodológica que permite enfrentar el problema mediante la caracterización de la población y un procedimiento básico, aplicable a cualquier sitio. Involucra el factor ecológico, social y económico, así como las diferentes opciones técnicas para lograr que la cantidad de maleza llegue y se mantenga en niveles manejables.

Las experiencias adquiridas indican que las acciones de control tienen que llevarse a cabo en la cuenca hidrográfica y, para reducir la infestación severa, deben emplearse métodos de cobertura amplia, tal como el uso de agentes químicos y la trituración mecánica. En la etapa de mantenimiento es apropiada una combinación de métodos, es decir, una estrategia integral en la que el control biológico será un componente importante.

Se evaluó en la presa Endhó, Hidalgo, el herbicida glifosato, determinando las tasas de aplicación que son efectivas para controlar cuatro diferentes cantidades de biomasa (10, 20, 30 y 40 kg m<sup>2</sup>). También, se realizaron pruebas de toxicidad con dos organismos (*Cyprinus carpio* y *Daphnia magna*). La información disponible indicó que es un producto de baja toxicidad y no persistente, por lo que no existe impedimento para que pueda utilizarse en sistemas acuáticos.

Con base en las evaluaciones realizadas en la presa Requena, Hidalgo, respecto de los datos de biomasa, cobertura y crecimiento del lirio acuático, se establece la metodología de caracterización inicial de la población. Adapta un modelo de crecimiento que predice la disminución efectiva de la maleza, en función de una determinada magnitud de control y describe el comportamiento de la calidad del agua durante el proceso de trituración de la maleza en dicha presa, dando algunas recomendaciones para su rehabilitación a largo plazo.

Como resultado de la ejecución de un programa de control del lirio acuático en dos presas del estado de Jalisco, se removieron 211 ha en la presa Trigomil, a través de la combinación del uso del glifosato con la trituración mecánica. En Miraplanes, con tres tratamientos, se removieron 73 ha de la asociación del lirio acuático y tule. No se detectaron residuos del herbicida o efectos colaterales sobre la calidad del agua que afectaran, durante el proceso, a otras comunidades. Actualmente las presas se encuentran con bajos niveles de infestación, de acuerdo con el programa de mantenimiento implantado.

En la comparación del método químico con el mecánico por trituración, establece que el primero puede resultar de tres a cuatro veces más barato que el segundo. Demuestra que el control del lirio es técnicamente factible y que las estrategias de control pueden ser perfeccionadas en trabajos de corto y mediano plazos, al obtener mayor número de datos, en mayor número de lugares.

## ABSTRACT

In Mexico, waterhyacinth has infested more than 40,000 ha. The weed should be controlled before the situation becomes irreversible. This work describes an approach that includes the cleaning of the affected water bodies. The history, concepts and technology of control are described and analyzed. The study of plant dynamics and other factors influencing plant behavior provided a logical method and procedure that may be applied to any site. The ecological, social and economic aspects of the technological alternatives to arrive at and hold manageable levels are presented.

Evidence supports that the entire basin should be included in the control activities. Severe infestations must be reduced using ample coverage techniques, such as chemical agents and mechanical tritulators. During the maintenance phase, a combination of methods, or integral strategy, is most appropriate, with biological controls playing an important role.

The efficacy of glyphosate was evaluated for four biomass densities (10, 20, 30 and 40 kg m<sup>-2</sup>). Two doses of glyphosate (Rodeo<sup>®</sup> Monsanto Agricultural Products Inc., USA), 5 and 7 L ha<sup>-1</sup>, were applied and plots were evaluated after treatment. Glyphosate at 5 L ha<sup>-1</sup> (2.38 kg ha<sup>-1</sup> acid) effectively controlled densities of 10 and 20 kg m<sup>-2</sup> in 51 days. At higher plant densities (30 and 40 kg m<sup>-2</sup>), a second application of glyphosate at day 51 of 2 L ha<sup>-1</sup> (0.95 kg ha<sup>-1</sup>) was necessary to achieve plant control. The response of the plants indicated that a second application 20 to 30 days after the first would provide good results in high density areas. Toxicity tests were done with two organisms (*Cyprinus carpio* and *Daphnia magna*). The results from these tests and the product information available suggest that the product is slightly toxic and nonpersistent, offering no block to its use in aquatic systems.

Based on the studies of waterhyacinth biomass, coverage and growth at the Requena Dam, Hidalgo, Mexico, a method was developed to characterize the initial population. A growth model was adapted to predict the effective reduction in the weed, as a function of the control pressure, and to describe changes in water quality during the trituration of the weed. Recommendations are made for long-term rehabilitation.

Waterhyacinth control programs were developed for two dams in Jalisco, Mexico. At the Trigomil Dam, 211 ha were cleared by combining glyphosate with mechanical trituration. Three treatments cleared 73 ha of waterhyacinth and cattails from the Miraplanes Dam. No herbicidal residues or secondary effects on water quality were detected during the procedure that could alter other communities. A maintenance program helps hold the infestation levels down at both dams.

The chemical method was three to four times more economical than the mechanical trituration procedure. The control of waterhyacinth is technically feasible, and with additional information concerning plants and sites, may be perfected for short and medium term programs.

## LISTA DE FIGURAS

No.	Título	Pág.
1	Principales estructuras del lirio acuático: raíces, láminas, pecíolos, estolones e inflorescencia.	10
2	Localización de la presa Requena, Hgo.	47
3	Localización de la presa Endhó, Hgo.	49
4	Localización de las presas Trígornil y Miraplanes en la cuenca del río Ayutla, Jal.	51
5	Localización de las estaciones de muestreo en la presa Requena, Hgo.	56
6	Corrales para confinamiento del lirio acuático.	58
7	Ciclo de vida de <i>Daphnia magna</i> .	69
8	Programa de control de malezas acuáticas en las presas Trígornil y Miraplanes, Jal.	76
9	Ubicación de las estaciones de monitoreo en las presas Miraplanes y Trígornil, Jal.	79
10	Comportamiento de la biomasa por cuadros y biomasa total de <i>Eichhornia crassipes</i> en la presa Requena, Hgo. (1986 - 1987).	85
11	Área de inundación y cobertura del lirio acuático en la presa Requena, Hgo., (1986-1987).	86
12	Representación de la varianza acumulada en función del número acumulado de muestras en la presa Requena, Hgo.	88
13	Incremento en peso registrado en la presa Requena, Hgo., de julio de 1986 a febrero de 1987.	94
14	Volumen almacenado y precipitación en la presa Requena, Hgo. (1986-1987).	103
15	Aplicación del modelo del control en la presa Requena, Hgo. Simulación del comportamiento de la biomasa en el período de noviembre de 1986 a abril de 1987.	104

16	Comportamiento del oxígeno disuelto y temperatura en función de la profundidad de marzo a septiembre de 1987 en la presa Requena, Hgo.	111
17	Estimación de la clasificación trófica de la presa Requena, Hgo. utilizando la relación del aporte superficial de fósforo y la profundidad media $L(P) Z^{-1}$ en función del tiempo de retención hidráulico ( $T_w$ ) (Salas y Limón, 1986).	117
18	Porcentaje de control del lirio acuático en cuatro densidades y dos niveles de tratamiento con glifosato.	120
19	Comportamiento del herbicida glifosato con respecto al tiempo de almacenamiento.	133
20	Vista de la presa Trigomil, Jal., antes y después de iniciado el programa de control.	136
21	Vista de la presa Miraplanes, Jal., durante y después del programa de control.	138
22	Comportamiento de oxígeno disuelto, pH, conductividad y temperatura en la presa Trigomil, Jal., antes y después del control.	139
23	Demanda química de oxígeno (DQO) en la presa Trigomil, Jal. durante el programa de control del lirio acuático.	141
24	Demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ) en la presa Trigomil, Jal. durante el programa de control del lirio acuático.	142
25	Comportamiento del fósforo y ortofosfatos en la presa Trigomil, Jal. antes y después del proceso de control del lirio acuático.	143
26	Comportamiento del nitrógeno en la presa Trigomil, Jal., antes y después del programa de control del lirio acuático.	144
27	Degradación de glifosato en suelo (Según Malik <i>et al.</i> , 1989 y Ohema, 1992).	152

## LISTA DE TABLAS

No.	Título	Pág.
1	Registros de biomasa del lirio acuático en diferentes partes del mundo.	14
2	Influencia de algunos nutrientes sobre las características fisiológicas del lirio acuático.	17
3	Principales características del control mecánico por trituración.	25
4	Principales características del control mecánico por extracción.	27
5	Herbicidas utilizados en el control del lirio acuático.	30
6	Experiencias del control químico del lirio acuático en México.	32
7	Principales características del control químico.	33
8	Características de los agentes químicos para el control del lirio acuático.	35
9	Uso del glifosato para el control del lirio acuático.	38
10	Toxicidad aguda del glifosato para tres tipos de formulaciones.	40
11	Estudios toxicológicos subletales del herbicida glifosato.	41
12	Información mínima requerida para el empleo del modelo matemático de eutroficación de lagos cálidos.	62
13	Sistema de clasificación de efectos tóxicos para pruebas de efectividad.	65
14	Condiciones de prueba para <i>Daphnia magna</i> .	74
15	Biomasa promedio, área del embalse, cobertura y biomasa de lirio en la presa Requena, Hgo. 1986-1987.	83
16	Tamaño de muestra, medias de peso húmedo por muestreo, desviación estándar, coeficiente de variación y tamaño mínimo de muestra, para los valores de biomasa en la presa Requena, Hgo.	90

17	Crecimiento del lirio acuático medido en la presa Requena. (a): julio de 1986 a febrero de 1987, (b): diciembre de 1986 a marzo de 1987, (c): abril a junio de 1987.	93
18	Tasa relativa de crecimiento porcentual (TRC%) y tiempo de duplicación (TD) en peso húmedo registrados en diferentes localidades y periodos.	99
19	Análisis físicos, químicos y de clorofila "a" en la presa Requena, Hgo. 1987.	109
20	Datos básicos utilizados para la estimación del estado trófico de la presa Requena, Hgo.	113
21	Estimación de la carga de nutrientes aportada a la presa Requena, Hgo.	115
22	Niveles de fósforo total, clorofila "a" y transparencia para la clasificación trófica de lagos templados.	118
23	Porcentaje de materia orgánica en 3 estaciones de la presa Requena, Hgo. (Agosto 1987).	118
24	Características de la prueba de toxicidad con <i>Cyprinus carpio</i> .	123
25	Características morfométricas de los organismos experimentales.	126
26	Resultados del análisis de residuos de herbicidas en la presa Trígomi, Jal., 1993-1994.	145
27	Resultados del análisis de residuos de herbicidas en la presa Miraplanes, Jal., 1993-1994.	149
28	Análisis comparativo de las características del glifosato según diferentes fuentes de información.	150
29	Comparación tóxica (DL <sub>50</sub> en ratas mg kg <sup>-1</sup> peso corporal) del glifosato con respecto a otros herbicidas y sustancias comunes.	155
30	Guía para el control de mantenimiento de las presas Miraplanes y Trígomi, Jal.	158

## INDICE

	Pág.
<b>AGRADECIMIENTOS</b>	vii
<b>RESUMEN</b>	ix
<b>ABSTRACT</b>	xi
<b>1. INTRODUCCION</b>	1
<b>2. OBJETIVOS</b>	7
2.1 Metas.	7
<b>3. REVISION BIBLIOGRAFICA</b>	8
3.1 Biología de <i>Eichhornia crassipes</i> .	8
3.1.1 Descripción, origen y distribución en México.	8
3.1.2 Morfología.	9
3.1.3 Reproducción.	12
3.1.4 Productividad.	13
3.1.5 Hábitat.	15
3.2 Eutroficación.	16
3.3 Métodos de control.	21
3.3.1 Biológico.	22
3.3.2 Físico o mecánico.	23
3.3.3 Manejo del hábitat.	28
3.3.4 Químico.	28
3.3.5 Integral.	43
<b>4. DESCRIPCION DE LAS AREAS DE ESTUDIO</b>	45
4.1 Presa Requena, Hgo.	45
4.2 Presa Endhó, Hgo.	48
4.3 Presa Trigomil y Miraplanes, Jal.	50
<b>5. MATERIALES Y METODOS</b>	53
5.1 Presa Requena	53
5.1.1 Evaluación de la biomasa, cobertura y crecimiento del lirio acuático.	53
5.1.2 Evaluación de la eutroficación y calidad del agua.	61
5.2 Presa Endhó	63
5.2.1 Efectividad del herbicida glifosato.	63
5.2.2 Evaluación de toxicidad.	64
5.3 Presa Trigomil y Miraplanes, Jal.	73

5.3.1 Programa de control	75
<b>6. RESULTADOS Y DISCUSION</b>	<b>82</b>
6.1 Presa Requena, Hgo.	82
6.1.1 Biomasa, cobertura y biomasa total.	82
6.1.2 Crecimiento.	91
6.1.3 Modelación del control.	100
6.1.4 Calidad del agua.	108
6.1.5 Evaluación del nivel trófico del sistema.	112
6.2 Presa Endhó	119
6.2 Efectividad del herbicida glifosato.	119
6.3 Toxicidad	122
6.3.1 <i>Cyprinus carpio</i>	122
6.3.2 <i>Daphnia magna</i>	130
6.4 Presas Trigomil y Miraplanes, Jal.	134
6.4.1 Programa de mantenimiento.	158
<b>7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	<b>159</b>
<b>8. BIBLIOGRAFIA</b>	<b>165</b>

## 1. INTRODUCCION

Cuando se analiza el funcionamiento de un ecosistema, quedan implícitas una serie de interrelaciones de los elementos bióticos y abióticos que se mantienen en equilibrio y que permiten el desarrollo de infinidad de formas y tamaños de animales y plantas, dando como resultado una comunidad diversa y productiva (Novelo y Lot, 1988). No obstante, cuando este equilibrio se rompe debido a la perturbación de las relaciones funcionales del sistema, se presentan comportamientos anormales que, en el caso de las plantas acuáticas como en otras comunidades, da origen a la dominancia de ciertas especies que se convierten en malezas acuáticas.

Tradicionalmente las malezas acuáticas han sido definidas como:

- Plantas indeseables o que no se les necesita (Mitchell, 1974).
- Plantas cuyo potencial de daño es mayor que su potencial de beneficio (Reimer, 1984).
- Planta acuática la cual, cuando crece en abundancia, no es deseada por el administrador del lugar donde se presenta (Pieterse, 1990).

Estas y otras definiciones tienen en común que las malezas son plantas que causan un problema a alguien o son potencialmente capaces de causarlo. Mientras que antropocéntricamente son relativamente fáciles de definir, en un sentido más amplio (ecológico, morfológico, fenológico o taxonómico) no lo es tanto, debido a la dificultad de establecer generalizaciones. Sin embargo, Barrett (1989) y Mortimer (1984), le atribuyen las siguientes características:

- Producen semillas en abundancia.
- Poseen estructuras de latencia.
- Pueden sobrevivir en condiciones desfavorables o de perturbación.
- Pueden propagarse velozmente en forma vegetativa.

Todo lo anterior les da ventajas competitivas sobre otras especies. Además, Perazza *et al.* (1979), mencionan que en general las causas que contribuyen al incremento excesivo de una población de plantas puede ser atribuido a dos factores: la existencia de condiciones ecológicas particulares y la adaptación a esas condiciones. Luu y Getsinger (1988), indican que su éxito y agresividad está asociado a sus estrategias de sobrevivencia.

Visto de esa manera, en México existen cuerpos de agua naturales y muchas obras hidráulicas como presas, canales y drenes que se han visto gravemente afectadas por

la presencia de malezas acuáticas que han impedido el uso y operación adecuada, causando considerables daños a la economía nacional (SRH, 1976).

Las malezas acuáticas identificadas incluyen a hidrófitas libres flotadoras como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Lemna* spp.; *Potamogeton pectinatus* e *Hydrilla verticillata*, son hidrófitas enraizadas sumergidas que frecuentemente crecen en canales, drenes, arroyos con cierta corriente y cuerpos de agua relativamente someros. *Typha* spp. y *Scirpus* spp., son hidrófitas enraizadas emergentes de gran talla, con hojas largas y extendidos rizomas estoloníferos (Contreras y Carlos, 1981; Lot, 1986).

*Eichhornia crassipes* es una planta que por la acción voluntaria o involuntaria del hombre, en los últimos 100 años, ha alcanzado una distribución amplia, siendo una de las malezas acuáticas más importantes del mundo (Panfound y Earle, 1948; Bock, 1966; Sculthorpe, 1967; Holm *et al.*, 1977).

En condiciones favorables es capaz de reproducirse con extraordinaria rapidez y cubrir en poco tiempo enormes extensiones con serias repercusiones sobre los cuerpos de agua en los que se encuentra (Neiff y Poi, 1977; Rzedowsky, 1978). Los extensos tapetes móviles no sólo modifican la calidad del agua, sino que su efecto trasciende a otros aspectos del medio, desde los ecológicos y de salud pública hasta los sociales, económicos y políticos (Niño y Lot, 1983).

Los problemas generados por la presencia del lirio acuático en los cuerpos de agua del territorio nacional, tales como el taponamiento de las estructuras para riego, reducción del área hidráulica, incremento en el coeficiente de rugosidad (factor que interviene en la velocidad de escurrimiento en conductos abiertos y por lo tanto en el decremento de la operación de canales y drenes, IMTA, 1993), pérdidas de agua por evapotranspiración (Treviño, 1965), desarrollo de poblaciones de mosquitos vectores de enfermedades (Lara y Franco, 1988) y la obstrucción de la obra de toma de los canales alimentadores de las turbinas en centrales hidroeléctricas (Morazán, 1988), plantean la necesidad de un control de esta especie como un paso esencial para la preservación y máxima utilización de los recursos hidráulicos.

La proliferación de *Eichhornia crassipes* está asociada a que es una planta acuática cuyas propiedades estructurales y de adaptación le permiten propagarse velozmente. Las características que promueven este comportamiento están relacionadas a (Perazza *et al.*, 1979; Niño y Lot, 1983; Luu y Getsinger, 1988):

- Un intenso potencial de crecimiento, eficiencia fotosintética y reservas de energía.
- Un mecanismo de dispersión y reproducción vegetativa eficiente.
- Independencia total o parcial de la reproducción sexual.

- Una elevada tasa de utilización de los elementos esenciales.
- Una morfología que resulta en una gran área de tejido fotosintético en proporción con todo el cuerpo de la planta.
- Una independencia relativa de las condiciones del sustrato y fluctuaciones del nivel de agua.
- Resistencia a la desecación, capacidad de enraizamiento y variación fenotípica.

Lo anterior explica de alguna manera porqué en la gran mayoría de los cuerpos de agua de México y del mundo, cuando el lirio acuático está presente, es la planta que prevalece. Además, siendo una especie introducida al país, carece de enemigos naturales capaces de restringir su crecimiento. Mientras los sistemas de control no se mejoren y se establezcan medidas preventivas o se encuentre un uso factible, el lirio acuático, dadas sus capacidades de establecimiento en nuevas localidades, seguirá con la tendencia actual de expandir su área de distribución.

Las especies introducidas como el lirio acuático pueden ser inocuas en su región de origen, sin embargo, se transforman en malezas agresivas que invaden y dominan su nuevo ambiente (Barrett, 1989). Esto ocurre por la existencia de condiciones ambientales particulares y su adaptación a las mismas en nichos ecológicos pobremente competidos.

Asimismo, la construcción de un gran número de obras de almacenamiento durante los últimos 60 años, ha multiplicado las posibilidades de colonización de otros ambientes.

La capacidad clonal ayuda a la planta a crecer rápidamente al producir una descendencia genéticamente homogénea, es decir, con las mismas características de tolerancia respecto a los factores ambientales y como lo ha demostrado esta especie en particular, a mayor tolerancia, mayores serán las posibilidades y expectativas de ampliar su área geográfica.

No se conoce gran cosa sobre los posibles cambios genéticos en el curso de su rápida expansión geográfica, pero es seguro que existen. Es probable que algunos de estos cambios provoquen una mayor adaptación local. Los estudios realizados establecen que muchos clones pueden producir cientos de semillas viables y que la falta de reconocimiento de este hecho ha complicado los esfuerzos de control de esta maleza (Matthews, 1967 en Gopal, 1987; Obeld y Tang el Seed, 1978; Niño, 1988 ;Barrett, *op. cit.*; Alba; 1994).

Todas estas evidencias hacen dudar sobre su posible erradicación en los sitios en donde está presente y actualmente se puede afirmar sin duda que esta planta no puede erradicarse, sino únicamente controlarse.

La mejor estrategia de control es aquella que es capaz de disminuir la biomasa del lirio a un costo razonable, sin afectar negativamente al ecosistema y a los aprovechamientos benéficos del agua.

El control del lirio acuático básicamente consiste en estrategias a largo plazo, dirigidas a la causa y que se refieren al control de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno; en el corto plazo, los esfuerzos son dirigidos al efecto, es decir, un procedimiento que reduzca la cantidad de plantas a una velocidad mayor que la de su reproducción natural.

El enriquecimiento de los cuerpos de agua por nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, causa un aumento en la productividad, dando origen a su eutroficación (Wetzel, 1975). La respuesta a los aportes de nutrientes en los cuerpos de agua se manifiesta en general en la calidad del agua, pero en particular, constituye un mecanismo disparador del desarrollo de malezas acuáticas. Muchas investigaciones coinciden en que el fósforo es generalmente el agente causal del crecimiento excesivo de algas y macrófitas en los cuerpos de agua, por lo que su aporte a estos sistemas, tanto de fuentes puntuales y no puntuales, debe limitarse para revertir la tendencia actual del proceso de eutroficación (Garman *et al.*, 1986).

Bajo esta consideración, es evidente la importancia que adquiere la valoración de la magnitud de la incorporación de nutrientes como una variable más del conjunto de factores que provocan el crecimiento excesivo de *Eichhornia crassipes*, lo cual fue parte de este trabajo debido a que es una de las medidas correctivas e inclusive preventivas que se tienen que tomar para evitar tal circunstancia.

La reducción de la infestación pudiera implicar entonces un programa de control de nutrientes, principalmente el fósforo, en todas las cuencas afectadas; sin embargo, en el corto y mediano plazo esta opción no es viable, ya que se carece de los recursos económicos y de la tecnología para ser aplicada en todos los casos. Además, en el caso del lirio acuático, el control de nutrientes ayuda a que esta especie no se reproduzca tan rápido, pero son tan bajas las cantidades que necesita para crecer, que no siempre se elimina el problema (Mitchell, 1978; Haller, 1970 en Pieterse, 1974). Dado lo anterior, este trabajo se enfocó especialmente a las técnicas aplicadas al control de las plantas dentro en los cuerpos de agua.

Los métodos de control mediante medios mecánicos, controladores biológicos y herbicidas han sido tradicionalmente utilizados para el manejo de esta maleza. A pesar de que el control biológico no es en todos los casos útil para combatir a *Eichhornia crassipes*, se sigue investigando y aplicando este tipo de control. Actualmente, la carencia de enemigos naturales y el incipiente entendimiento de las variables ambientales relacionadas al control biológico, hacen que este procedimiento sea de escasa aplicación cuando la infestación es severa.

**Los métodos mecánicos y químicos constituyen en la práctica la forma más utilizada para el ataque masivo del lirio acuático.**

**En México se han utilizado muchos métodos de control, desde la cosecha, destrucción a mano o con maquinaria, hasta el empleo de herbicidas y agentes biológicos. Sin embargo, son pocas las experiencias que cuentan con investigación básica que permita el diseño apropiado de los programas de control.**

**El uso de un método de control específico requiere de investigación y planeación. Aun cuando son muchas las variables y componentes que interactúan, es conveniente señalar que cualquier acción que pretenda establecer el control del lirio acuático en los niveles actuales, tendrá que tomar en cuenta factores tales como las características del sitio y del cuerpo de agua (calidad del agua, uso, topografía; clima, etc.), nivel de infestación (cobertura), biomasa actual (densidad y área foliar), patrón de crecimiento en diferentes épocas del año y el impacto ambiental del método a emplear. Muchos de estos factores son dinámicos y específicos a cada sitio.**

**Con base en lo anterior, este trabajo pretende generar una metodología de obtención de datos básicos con respecto al control mecánico y químico, habiéndose desarrollado tanto en laboratorio como en las presas Requena y Endhó en Hidalgo, así como la presa Triguemil y Miraplanes en Jalisco, cuyos niveles de infestación por lirio acuático pueden ser considerados como representativos de muchas zonas del país.**

**El trabajo se desarrolla en siete capítulos, correspondiendo al segundo, la presentación de los objetivos generales, indicando las metas programadas para cumplir con los mismos. En el capítulo tres se incluye una revisión bibliográfica que sirve de base y referencia para las evaluaciones realizadas y su interpretación, describiendo como punto de partida, la biología de la planta desde su origen y distribución en México, hasta sus características morfológicas, de reproducción y productivas relacionadas al proceso de eutroficación de los cuerpos de agua, finalizando con los datos y eventos históricos de los métodos de control, su aplicación en México y el estado del arte de esta actividad. En el capítulo cuatro se describen las áreas en estudio, su problemática y los motivos de su elección, para posteriormente, detallar en el cinco los procedimientos utilizados para cada meta en particular.**

**En el capítulo seis se presentan los resultados de cada evaluación, iniciando con los datos de campo de la presa Requena obtenidos para generar una estrategia en la planeación del control a través de información básica y la adaptación de un modelo matemático que simula el crecimiento de la planta en función de la remoción de la maleza. Se incluye también la evaluación de la calidad del agua durante el proceso de la remoción de las plantas por trituración y la evaluación del estado trófico de este sistema, realizado para recomendar medidas de rehabilitación en cuanto al aporte de nutrientes.**

Posteriormente, se muestran y discuten los resultados obtenidos en la presa Endhó en relación con la efectividad del herbicida glifosato para el control del lirio acuático y las pruebas de laboratorio para determinar su toxicidad para dos especies de peces. Finalmente, se presentan e interpretan resultados del control del lirio acuático llevado a cabo en dos presas de Jalisco (Trigomil y Miraplanes), la estrategia empleada y las bases para instrumentar un programa posterior de mantenimiento.

En el siete se concluyen los aspectos más importantes tratando de delimitar patrones que permitan establecer las acciones e investigaciones futuras.

El trabajo realizado y las experiencias obtenidas pretenden ubicar el problema histórica, conceptual y metodológicamente para que las estrategias del control puedan ser perfeccionadas en trabajos de corto y mediano plazo al obtener mayor número de datos, en mayor número de lugares.

## 2. OBJETIVOS

- Realizar una revisión bibliográfica del estado de conocimiento del control del lirio acuático.
- Determinar la dinámica de *Eichhornia crassipes* y algunos de los factores que influyen en su comportamiento, generando una base metodológica que permita la caracterización de la población y la instrumentación de programas específicos de control.
- Seleccionar y evaluar un producto químico para el control del lirio acuático con la finalidad de incluir esta alternativa en programas integrales de control.

Para estos objetivos se propuso cumplir con las siguientes metas.

### 2.1 METAS

- Obtener la información básica para el establecimiento de un programa de control de *Eichhornia crassipes* en la presa Requena, Hgo., considerando la variación temporal del área infestada (cobertura), su tasa de crecimiento y biomasa.
- Adaptar un modelo matemático que simule el crecimiento del lirio acuático en función de diferentes magnitudes de control.
- Determinar el estado trófico del embalse Requena, con el propósito de proponer medidas para su restauración.
- Evaluar en la presa Endhó, Hgo., el efecto fitotóxico del herbicida glifosato sobre diferentes cantidades de biomasa del lirio acuático, a fin de conocer la dosis efectiva de éste para el control de la maleza.
- Evaluar bajo condiciones de laboratorio la toxicidad relativa del herbicida, utilizando a *Daphnia magna* y *Cyprinus carpio* con el propósito de conocer algunos de los posibles efectos de su utilización.
- Diseñar y llevar a cabo el programa de control del lirio acuático en las presas Trigomil y Miraplanes en Jal., así como establecer las bases del control permanente (mantenimiento).
- Comparar los resultados del control del lirio por el método mecánico (Requena) con los obtenidos por el método químico (Trigomil).

### 3. REVISION BIBLIOGRAFICA

#### 3.1 Biología de *Eichhornia crassipes*.

##### 3.1.1 Descripción, origen y distribución en México.

*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub., es una monocotiledónea que pertenece al orden Farinosae, familia Pontederiaceae Durmont. Fue descrita por Karl Friedrich Philipp von Martius en 1824 bajo el nombre de *Pontederia crassipes* pero, Solms-Laubach la colocó en 1882 en el género *Eichhornia* Kunth que agrupa a otras cinco especies: *Eichhornia azurea*, *E. diversifolia*, *E. heterosperma*, *E. paniculata* y *E. paradoxa* (Sculthorpe, 1967; Novelo y Lot, 1994).

Es imposible designar alguna región geográfica pequeña o específica como el área de origen del lirio acuático, aunque si bien muchos autores han mencionado que esta planta es originaria de Brasil, debido a que la primera descripción se realizó con ejemplares de ese país (Bock, 1966). Actualmente, con base en los estudios de la morfología floral llevados a cabo por Barrett (1989), se considera a las tierras bajas del trópico sudamericano como su centro de origen.

El lirio acuático, antes de su diseminación por el hombre (usada como planta ornamental debido a la belleza de sus flores), estaba restringido a la región tropical de Sudamérica, parte de América Central y las grandes islas del Caribe (Sculthorpe, *op. cit.*). Ahora se distribuye en más de 50 países (Thyagarajan, 1983), situándose en áreas donde las temperaturas bajas no son tan severas, extendiéndose entre los 40° de latitud norte y los 45° de latitud sur (Holm, *et al.*, 1977). Rzedowsky y Equihua (1987), mencionan que en México se encuentra en altitudes que van de los 0 a los 2600 msnm.

Muy poco se conoce acerca de la forma de introducción de esta hidrófita en el país. Según Novelo y Gallegos (1988), Pringle (1897), ya señalaba su presencia como una especie naturalizada y bastante común de las chinampas de Xochimilco, denominándola por los chinampanecas como huachinango. Pringle, anotan, menciona que desde esa época la llevaban a vender a los mercados de la capital a través del canal que comunicaba los lagos del sur del Valle de México con el centro de la ciudad.

Actualmente la infestación del lirio acuático es difícil de evaluar por métodos simples. Cuando la maleza invade los cuerpos de agua, en algunos su crecimiento es crónico y, en otros, desaparece o disminuye como fue el caso de la presa Madín, Estado de México (Díaz, 1989) o el Lago de Chapala (IMTA, 1994).

En una encuesta hecha a nivel nacional, en lo que respecta a la invasión por lirio acuático realizada por Contreras y Carlos (1981), se registró para ese entonces una cobertura del orden de las 40,262 ha, siendo Jalisco, México, Hidalgo, Guanajuato,

Michoacán, Veracruz y Sinaloa algunos de los estados que afrontaban mayor problema.

Lot, et al. (1986), en su trabajo sobre "Listados florísticos de angiospermas acuáticas" ubican a *Eichhornia crassipes* en los siguientes estados: Aguascalientes, Campeche, Chiapas, Colima, Distrito Federal, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tabasco, Tamaulipas y Veracruz. Por otro lado, mencionan a *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth en Tabasco y Veracruz y a *Eichhornia heterosperma* Alexander, en Chiapas.

En una encuesta reciente llevada a cabo por la Comisión Nacional del Agua incluyendo información de 114 presas y lagos de la República Mexicana, se estimó una infestación de cerca de 40,000 ha de lirio acuático de las 62,000 detectadas con malezas acuáticas (CNA, 1993 en Gutiérrez et al. 1993). Esta información permite tener una imagen de la magnitud del problema e identificar los cuerpos de agua de atención prioritaria.

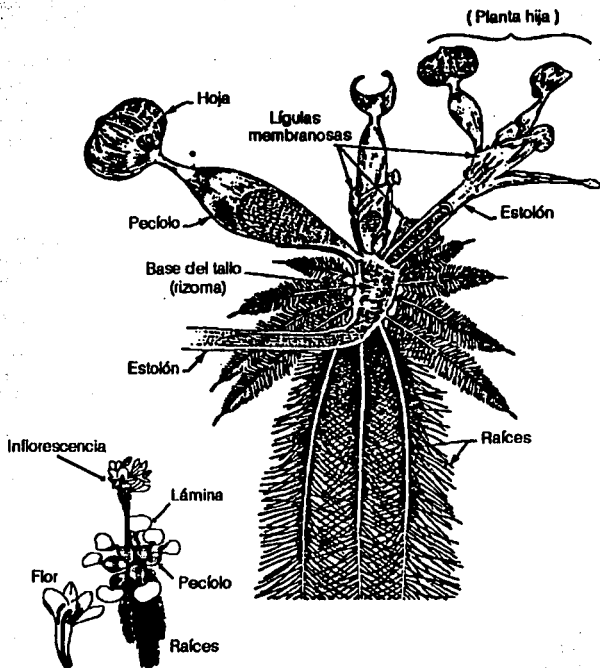
### 3.1.2 Morfología.

*Eichhornia crassipes* (Figura 1) es una planta acuática, libremente flotadora o cuando el nivel del agua baja, fija al substrato, perenne, con tallo reducido y los individuos conectados por un rizoma horizontal alargado. Hojas emergentes, arrosetadas; pecíolos sin articulaciones de 3 a 60 cm, muy variables en tamaño dependiendo del hábitat, en las plantas flotantes cortos, esponjosos, casi esféricos y en las plantas fijas cilíndricos, no esponjosos; láminas de las plantas flotantes transversalmente elípticas, obovatas, hasta llegar a ser casi circulares en las plantas fijas, de 1.5 a 16 cm de largo y 2 a 12 cm de ancho, la base truncada a ligeramente cordata, el ápice truncado, redondeado a ligeramente obtuso (Novelo y Lot, 1990; Novelo y Lot, 1994).

El lirio acuático tiene claramente una estructura modular constituida por una serie de unidades básicas llamadas "ramet" que se repiten durante el crecimiento a partir de meristemos. Cada una de estas unidades forman estolones que posteriormente se diferencian en rizomas con sus hojas, meristemos axilares, raíces y eventualmente inflorescencias. Los vástagos son genéticamente similares a la planta progenitora y tienen la capacidad de llevar una vida independiente (Niño y Lot, 1983).

El rizoma consiste de un eje con cortos internodos los cuales producen en sus numerosos nodos las raíces, hojas, renuevos e inflorescencia de la planta. Esta estructura produce nuevas plantas en su parte distal por la elongación de un internodo al cual se le denomina estolón, siendo conveniente su diferenciación dado que tienen diferentes funciones (Penfound y Earle, 1948). La función del estolón es indudablemente como un órgano de reproducción vegetativa más que de perennación (Sculthorpe 1967).

Figura 1. Principales estructuras del lirio acuático:  
raíces, láminas, pecíolos, estolones e inflorescencia.



El sistema de raíces representa del 20 al 50% de la biomasa de la planta en función de la época del año y al hábitat donde se desarrolla (Penfound y Earle, 1948). En lirios maduros el sistema radicular es fibroso, con densos racimos de raíces principales adventicias y cientos de finas raíces laterales (Arnold, 1940; Bock, 1966). Son pendulosas. Blancas cuando están en la oscuridad, encalladas en el fango o en aguas ricas en nutrientes y oscuras (púrpuras) cuando están expuestas debido a la presencia de antocianinas (Bock, *op. cit.*; Holm *et al.*, 1977). El meristemo apical de la raíz está cubierto por un tejido protector conspicuo, la cofia (Cronquist, 1977). En cuanto a su tamaño, varían poco en diámetro (0.4 a 1.5 mm) pero mucho en longitud (5 a 100 cm).

Las numerosas hojas presentan una lámina lustrosa y lisa. Las jóvenes se encuentran en el centro de la roseta (Bock, *op. cit.*).

El pecíolo hinchado es una estructura de tejido esponjoso (aerenquima) que presenta muchos espacios en cuyas cavidades mesofíticas se encuentra el aire, es ahusado y se angosta desde la base bulbosa al punto de adherencia con la lámina foliar. En especímenes jóvenes son cortos y muchas veces con un sólo lado inflado (Penfound y Earle *op. cit.*; Holm *op. cit.*).

La inflorescencia es central, pedunculada y agrupada en espigas encerradas por dos brácteas (Penfound y Earle, *op. cit.*; Singh, 1962). Puede tener de dos a 35 (4-12 en promedio) flores zigomorfas arregladas espiralmente (Scuithorpe, *op. cit.*; Bock, *op. cit.*; Novelo y Lot, 1994). Las flores son de 4 a 5 cm de largo, de color lila o rara vez blanco y presentan en el centro una mancha de color amarillo (Corell y Corell, 1975; Novelo y Lot, *op. cit.*). El perianto tiene forma de embudo; con 6 estambres, tres largos (2.5-3.6 cm) y tres cortos (1.7-2.0 cm), con anteras oblongas y versátiles (Corell y Corell *op. cit.*; Novelo y Lot, *op. cit.*).

*Eichhornia crassipes*, al igual que otros miembros de la familia Pontederiaceae, es heterostílica (Bock, *op. cit.*). Las flores pueden ser divididas en 3 tipos que difieren en longitud y posición de los estambres y el pistilo. Estos tipos o formas florales, se distinguen por presentar estilos largos, cortos o medios por lo que se describe como triestílicos (Barrett, 1989). Bock *op. cit.*, revisando ejemplares de diferentes herbarios mencionó que es probable que sólo existan 2 tipos de estilo, el largo y el medio, siendo el último el más común. Sin embargo, Barrett, *op. cit.* para sorpresa de muchos investigadores, menciona por primera vez en 1974 la existencia del estilo corto, estando restringido a algunas zonas de Sudamérica y confirmando que el estilo medio es el más común.

En México son pocos los estudios sobre la morfología floral del lirio acuático. Bock (*op. cit.*), menciona ejemplares con estilos largos y medios al igual que Barrett (*op. cit.*). Niño (1988), describe al lirio presente en Xochimilco con la forma floral media. Baker (1965 en Bock, *op. cit.*), observó una gran población de *Eichhornia crassipes* en Barra de Navidad, Jal. En todos los casos las plantas tuvieron el estilo medio,

excepto unas cuantas con estilo largo.

En cuanto al ovario es súpero, con 3 lóculos y contiene numerosos óvulos en cada uno (Penfound y Earle, 1948). La maduración de las cápsulas se realiza bajo el agua al torcerse las flores (Rao, en Pieterse *op. cit.*). El fruto es una cápsula dihescente que se parte longitudinalmente para liberar las semillas (Sculthorpe, 1967). Se han observado de 3 a 450 óvulos por cápsula (Robertson y Thein, 1932; Parija, 1934; Haigh, 1940; Penfound y Earle, *op. cit.* citados por Pieterse, 1978). La semilla germina sobre el sustrato y llega a estar temporalmente enraizada. El cotiledón y el hipocotilo corto aparecen primero. Los pelos de las raíces del hipocotilo anclan la semilla durante la emergencia y el establecimiento de la radícula un poco después, cuando las primeras hojas juveniles aparecen y tienden a expandirse (Haigh, 1936; Hitchcock *et al.*, 1949 en Sculthorpe, *op. cit.*). La semilla es ovoide, negruzca, hasta a 1.0 mm de longitud y 0.5 mm de ancho, la cubierta presenta de 10 a 16 costillas longitudinales (Bock, *op. cit.*; Holm, *et al.*, 1977; Novelo y Lot, 1990).

### 3.1.3 Reproducción.

La propagación de la planta se lleva a cabo sexual y asexualmente. En la reproducción sexual ocurre la polinización y formación de semillas y por lo tanto, la creación de nuevos genotipos. Si bien las flores están adaptadas para su polinización por insectos ésto ocurre rara vez.

Poco después de la formación de las flores, el pedúnculo se dobla hacia el agua en aproximadamente 36 h, fenómeno conocido como ciclo antoclinético. Es en este periodo que la autofecundación se produce. Cerca de 18 días después de la polinización, las semillas maduras son liberadas depositándose en los sedimentos donde pueden sobrevivir hasta 15 años (Penfound y Earle, *op. cit.*; Holm *et al.*, 1977).

La reproducción asexual o vegetativa se efectúa a través de la producción de estolones que originan en sus extremos terminales una nueva planta (Penfound y Earle, *op. cit.*). Las plantas son separadas por la acción del viento, oleaje y/o corrientes, así como por el deterioro progresivo de los estolones más viejos. En un experimento que inició con 2 plantas, se produjeron vegetativamente 30 retoños en 23 días y 1,200 en aproximadamente 4 meses (Holm *op. cit.*).

Si bien el lirio acuático puede reproducirse asexual o sexualmente, se considera a la reproducción vegetativa el proceso más importante en la colonización o recolonización de un área (Mitchell, 1978). Niño (1988), menciona que los eventos sexuales han sido subestimados por falta de seguimiento a la formación de flores, semillas y plantas. De hecho, se desconoce si el lirio conserva el potencial reproductivo sexual en latitudes como la nuestra. Por tal razón, Alba (1994), recolectó semillas de las plantas con flores de la Laguna de Zumpango, Edo. de México y determinó mediante pruebas de tetrazolio que las semillas recién obtenidas presentan hasta un 85% de viabilidad,

denotada por la tinción del embrión. Además, determinó que las semillas sometidas a constante humedad, temperaturas entre 23 y 30 C°, fotoperiodo de 12 h luz por 12 h de oscuridad, así como un desgaste o rompimiento de la semilla, germinan, por lo que es de suponerse que este proceso constituye una fuente de reinfestación.

#### 3.1.4 Productividad

Los estudios de productividad del lirio acuático se han hecho tanto en ambientes no controlados como controlados. Westlake (1963), revisó la literatura en relación con ambientes naturales y analizó el alto potencial reproductivo de *Eichhornia crassipes* considerándola entre los organismos fotosintéticos más productivos.

En general, los datos de productividad varían en función de las características de cada sitio (Sculthorpe, 1967). Con el propósito de establecer comparaciones entre las comunidades de plantas, la mayoría de los resultados se refieren a la biomasa actual o "standing crop", que es la biomasa cosechada en un área y momento dado expresada como gramos de peso seco por m<sup>2</sup> de área ocupada. Los valores de biomasa obtenidos en diferentes partes del mundo para *Eichhornia crassipes* van de 0.63 a 5.96 kg m<sup>-2</sup> (6,3 a 59.6 tonha<sup>-1</sup>, Tabla 1. En términos de peso húmedo, los valores registrados en lagunas de tratamiento van de 12.0 kg m<sup>-2</sup> (120 ton ha<sup>-1</sup>) a 42 kg m<sup>-2</sup> (420 ton ha<sup>-1</sup>) (Gopal, 1987).

Dadas las variaciones anuales y estacionales es importante señalar que la biomasa da una información limitada sobre el comportamiento de una determinada especie o comunidad. Mejores comparaciones se obtienen si se realizan estimaciones de productividad. El incremento de la biomasa, corregido por la mortalidad y pastoreo, y expresada como peso seco por unidad de área y por unidad de tiempo, provee una estimación de la productividad primaria neta. Considerando las pérdidas por respiración es posible obtener la productividad primaria bruta (Sculthorpe, 1967).

Los estudios de campo sobre productividad (o tasa de producción) del lirio acuático son relativamente pocos. Sin embargo, durante los últimos años se han realizado evaluaciones para plantas de tratamiento de agua residual, debido a que se requiere obtener el balance de masa respecto a la remoción de nutrientes en función de una determinada cosecha. Se han generado datos sobre la productividad neta diaria y anual del lirio acuático a través de métodos destructivos, donde las plantas son directamente cosechadas y pesadas y métodos no destructivos, donde se obtienen mediciones alternas relacionadas con el peso (como longitud o altura).

Los valores expresados en peso seco en condiciones naturales pueden alcanzar hasta 40.5 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a 269 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en lagunas de oxidación usadas para el tratamiento de aguas residuales (Gopal, 1987).

**Tabla 1. Registros de biomasa del lirio acuático en diferentes partes del mundo.\***

Referencia	Biomasa, peso seco (kg/m <sup>2</sup> )	Sitio/Observaciones
Penfound & Earle, 1948	1.500	Louisiana, USA: estimación en campo
Penfound, 1956	1.278	Louisiana, USA: estimación en campo
Knipling <i>et al.</i> , 1970	2.400	Florida, USA
Wooten & Dodd, 1976	2.970	Plantas creciendo en aguas residuales
Boyd & Scarsbrook, 1975	2.130	Alabama, USA: medio enriquecido
Reddy <i>et al.</i> , 1983	2.310	Florida, USA: medio enriquecido
Sahai & Sinha, 1970	0.723	Ghorakphur, India: estimación en campo
Sahai & Sinha, 1979	0.830	Ghorakphur, India: máximo de Junio
Gopal, obs. pers.	3.460	Bharatpur, India: estimación en campo
Gopal <i>et al.</i> , 1978	2.070	Jaipur, India: estimación en campo
Trivedy, 1980	5.960	Jaipur, India: estimación en campo
Del Viso <i>et al.</i> , 1968	1.400	Cuenca media del río Paraná, Argentina: campo
Lallana, 1981a	2.213	Cuenca media del río Paraná, Argentina: campo
Neiff <i>et al.</i> , 1977	3.200	Cuenca media del río Paraná, Argentina: campo
Marta 1977 (cf. Lallana, 1981a)	2.106	Cuenca media del río Paraná, Argentina: campo
Sabattini <i>et al.</i> , 1983	1.73	Río Paraná entre Goya y Diamante, Argentina. Diciembre 1981 - Marzo 1982
Oki, <i>et al.</i> , 1981	0.963	Japón, máxima en Noviembre

### 3.1.5 Hábitat

El lirio acuático crece en una gran variedad de hábitats de aguas epicontinentales: charcos temporales, pantanos, drenes, canales o aguas con flujo lento, lagos, embalses y ríos, mostrando su adaptabilidad a un amplio espectro de condiciones ambientales. Inclusive, presenta adaptaciones morfológicas y fisiológicas que le permiten habitar las diferentes condiciones de un cuerpo de agua. El lirio puede arraigarse al sedimento y sobrevivir con poca humedad en áreas someras sometidas a las variaciones del nivel del agua o permanecer a la deriva en zonas más profundas.

Freidel (1978) y Freidel *et al.* (1978), en Gopal (1987), en estudios experimentales bajo condiciones controladas demostraron que el número de plantas producidas se incrementa con la temperatura (temperaturas de día/noche de 25/20 a 40/25 °C) y la humedad relativa (de 15/40% a und y Earle, 1948).

La temperatura ejerce sobre el lirio acuático un efecto mayor cuando las condiciones de humedad son extremas que cuando son moderadas. El ámbito de temperatura en el cual *Eichhornia crassipes* sobrevive está entre 20 y 34 °C (Knippling, West y Haller, 1979).

Luu y Getsinger (1988), mencionan que el rizoma del lirio durante la estación de crecimiento, recibe y almacena los carbohidratos producidos por las hojas y pecíolos, actuando como una fuente de energía. Después de las bajas temperaturas, a principios de la primavera, los carbohidratos almacenados son movilizados para reactivar el tejido vivo y posteriormente producir los renuevos. Esta habilidad para sobrevivir a las bajas temperaturas es otro ejemplo que ilustra la capacidad euritérmica de esta especie.

En cuanto a la salinidad, el lirio acuático es indicativo de hábitats epicontinentales ya que después de 28 días la planta puede morir en concentraciones de sal de 0.06% (Penfound y Earle, *op. cit.*). Haller *et al.* (1974), en Gopal (1987), indicaron que concentraciones mayores de 0.25% son tóxicas a la planta y que concentraciones por debajo de 0.08% no influyen en su crecimiento.

El pH es muy importante tanto para el proceso de generación de nuevas plantas como para el incremento de biomasa. En efecto, Pieterse (1978), citando varios autores indica que las plantas pueden sobrevivir en pH de 4-5 y 9-10, pero crece mejor en 7.

Gopal *op. cit.*, cita también a Siament y Sukowatti (1975 y 1976), para indicar que las plantas pueden absorber más fósforo en pH 4 y más nitrógeno y potasio en pH 7. En México se observó en la laguna de Zumpango que el lirio creció bien en un valor cercano a 7 o por arriba y que valores de 10.0, inhiben el crecimiento de la planta (Gutiérrez y Bravo, 1990).

Las características topográficas, climáticas y los cambios hidrológicos tiene un efecto

sobre las plantas del lirio acuático cambiando su forma de vida e influyendo en los mecanismos de dispersión de la especie y en la abundancia de la biomasa. Las corrientes que se presentan con las grandes avenidas, son capaces de arrastrar las plantas hacia las áreas de menor velocidad de flujo, donde se produce el crecimiento. En la época de estiaje, el nivel del agua disminuye a tal grado que si la pendiente de las riberas lo permite, los tapetes de lirio quedan postrados en ellas y si este fenómeno se conjunta con humedades relativas bajas y temperaturas altas, muchas de las plantas pueden morir.

En general, las poblaciones se establecen donde la corriente es lenta o el agua se estanca. Ocasionalmente, pueden llegar a alojarse sobre los obstáculos de las corrientes o pequeños estancamientos y crecer permanentemente aportando plantas a las aguas de movimiento rápido. Cuando el lirio acuático es transportado por la corriente y de alguna manera se estaciona, el oleaje lo daña o fragmenta aumentando el número de renuevos y de colonizadores potenciales.

El viento juega también un papel importante en la dinámica de esta macrofita flotante, ya que muchas veces es el responsable de su transporte y fragmentación. El viento puede ser negativo al provocar daños indirectos por el oleaje que produce, como ocurre en el lago de Chapala. No se cuenta con datos cuantitativos de estos fenómenos, pero se ha observado que el viento puede amontonar unas plantas con otras afectando los tapetes.

La calidad del agua juega un papel importante en los procesos vitales de las plantas. Los datos presentados en la Tabla 2, revelan la influencia que tienen los nutrientes en el comportamiento fisiológico del lirio acuático.

### 3.2 Eutroficación

El crecimiento excesivo de las plantas acuáticas en los cuerpos de agua, es el resultado de las modificaciones de las características físicas, químicas y biológicas del agua. Estos cambios son consecuencia del aporte incontrolado de nutrientes de las aguas residuales de los núcleos urbanos, agrícolas e industriales y el deterioro de los suelos que componen las cuencas hidrográficas (*United Nations Environmental Program Eutrosym*, UNEPE, 1976). El aumento en la productividad de los sistemas producto del incremento en la concentración de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, es un fenómeno conocido como eutroficación (Wetzel, 1975).

**Tabla 2. Influencia de algunos nutrientes sobre las características fisiológicas del lirio acuático.**

Nutrientes	Observaciones	Fuente
Fósforo	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Concentraciones por abajo de 0.1 mg L<sup>-1</sup> limitan su crecimiento.</li> <li>- Valor óptimo de crecimiento: 20 mg L<sup>-1</sup> 13.8 mg L<sup>-1</sup></li> <li>- Su deficiencia produce una coloración azul en las raíces y verde oscuro en las hojas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Haller et al., 1979.</li> <li>- Haller y Sutton, 1973.</li> <li>- Seto y Kondo, 1981, 1983.</li> <li>- Newman y Haller, 1988.</li> </ul>
Nitrógeno	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aumento de nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) de 1-25 mg L<sup>-1</sup> produce un incremento proporcional del peso seco por planta y el número de plantas.</li> <li>- Las plantas con un suministro de amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) crecen mejor en pH de 7, pero aquellas que reciben sólo NO<sub>3</sub><sup>-</sup> tienen un mejor crecimiento en pH de 5 a 6.</li> <li>- No existen diferencias en la asimilación de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.</li> <li>- En agua deficiente de nitrógeno la fijación se lleva a cabo por bacterias (Tal como, <i>Azotobacter chroococcum</i>) asociadas a las hojas de las plantas.</li> <li>- Valor óptimo de crecimiento: 50 mg L<sup>-1</sup></li> <li>- Su deficiencia produce una coloración azul en las raíces y clorosis foliar.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Chadwick y Obeld, 1967.</li> <li>- Musil y Breen, 1977.</li> <li>- Vekl, 1978.</li> <li>- Reddy, 1983.</li> <li>- Iswaran et al., 1973.</li> <li>- Seto y Kondo 1981, 1983.</li> <li>- Newman y Haller, 1988.</li> </ul>
Azufre	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Su deficiencia produce una coloración azul en las raíces y clorosis</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Newman y Haller, 1988.</li> </ul>
Calcio	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Su deficiencia produce manchas café en las hojas y pecíolos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Newman y Haller, 1988.</li> </ul>
Magnesio	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Su deficiencia produce necrosis en los ápices de las hojas y posteriormente clorosis que avanza de la punta de las hojas hacia los pecíolos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Newman y Haller, 1988.</li> </ul>
Hierro	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Su deficiencia produce clorosis total y rayas amarillas en las hojas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Newman y Haller, 1988.</li> </ul>
Potasio	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Su deficiencia produce bandas café en la parte distal de las hojas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Newman y Haller, 1988.</li> </ul>

El proceso de eutroficación es una confirmación de que los sistemas acuáticos evolucionan. El fenómeno de eutroficación es un proceso natural de envejecimiento, a través del cual éstos son devueltos a la condición terrestre (Wetzel, *op. cit.*).

El aumento en la concentración de nutrientes puede ocurrir por procesos naturales de cientos de años o fenómenos catastróficos tales como movimientos sísmicos, incendios forestales u otros (Welch, 1980). Normalmente es un proceso lento que implica cambios en la estructura y funcionamiento del sistema lacustre, pero en la actualidad se ha visto fuertemente acelerado por las actividades humanas, ocupando uno de los lugares más importantes en los problemas del deterioro de la calidad del agua en todo el mundo (UNEP, 1976). De esta manera, el proceso de envejecimiento lacustre se conoce como eutroficación natural y contrasta con el rápido enriquecimiento de nutrientes debido a las actividades humanas que se le ha dado en denominar como eutroficación cultural, antropogénica, artificial o acelerada (Mason, 1984; Welch, *op. cit.*).

Los lagos teóricamente se originan en estado oligotrófico (con pocos nutrientes), siguiendo etapas de transición hacia mesotróficos y eutróficos. La palabra eutrofia procede del adjetivo alemán "eutrophe" y se refiere a "rico en nutrientes". Inicialmente Naumann (1979, en Wetzel, 1975) introdujo los conceptos generales de oligotrofia y eutrofia con base en las poblaciones fitoplanctónicas. Actualmente, aunque no existe una demarcación fija entre ellos, los tipos oligotróficos, mesotróficos y eutróficos representan un espectro de condiciones lacustres relativamente definidas.

Oligotrófico es la denominación aplicada a aquellos lagos con baja concentración de nutrientes y de ahí su baja productividad biológica, entre otras características. Debido a la baja productividad del fitoplancton, las aguas son generalmente claras, aunque en algunos lagos oligotróficos la entrada de partículas inorgánicas puede reducir su transparencia; además, presenta una baja descomposición de la materia orgánica en el fondo, de tal forma que el oxígeno disuelto permanece relativamente alto en verano.

En contraste, los lagos eutróficos tienen altos niveles de nutrientes y alta productividad biológica. Usualmente se refleja en elevadas densidades de plancton y/o capas densas de plantas vasculares acuáticas. La densidad elevada de plancton o plantas acuáticas flotantes como *Lemna sp.*, *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes*, reduce la transparencia del agua y la alta productividad origina grandes cantidades de materia orgánica en descomposición en la capa profunda de lagos estratificados, abatiendo el oxígeno disuelto en los meses cálidos. El término mesotrófico se usa para lagos intermedios entre oligo y eutróficos.

La posibilidad de clasificar un cuerpo de agua en alguno de estos grupos se basa en una gama de manifestaciones que presentan los sistemas acuáticos, pero se han seleccionado algunas para interpretar su funcionamiento en relación con su nivel trófico. Dentro de esta gama de manifestaciones se pueden mencionar (Limón, 1982):

#### **Sus características biológicas:**

- Productividad primaria.
- Densidad fitoplanctónica.
- Clorofila "a".
- Especie dominante.
- Cobertura de macrófitas.
- Composición de la población bántica.
- Abundancia de rotíferos.
- Diversidad de especies.

#### **Sus características ópticas:**

- De la transparencia del disco Secchi.
- Coeficiente de extinción vertical de luz.

#### **Sus características relativas a materiales:**

- Fósforo total e inorgánico total.
- Nitrógeno total e inorgánico total.
- Déficit de oxígeno en el hipolimnion, etc.

Aunque se tienen variaciones en la disponibilidad de elementos tales como ciertos micronutrientes, el fósforo y el nitrógeno aumentan las tasas de producción fotosintética y las interacciones cíclicas de la regeneración de nutrientes inorgánicos y de compuestos orgánicos, también aumentan (Wetzel, 1975).

El incremento de nutrientes en un cuerpo de agua, que provoca el proceso de eutroficación es de origen alóctono. Los nutrientes autóctonos liberados de los sedimentos y de organismos en descomposición, no aumentan el contenido de nutrientes en el agua, sino que únicamente lo mantienen en el ciclo. Los nutrientes alóctonos provienen de una o varias de las siguientes fuentes:

- a) Erosión natural del suelo virgen.
- b) Precipitación (particularmente importante en áreas de alta contaminación del aire).
- c) Residuos municipales, industriales o agrícolas vertidos directamente.
- d) Uso de detergentes sintéticos basados en polifosfatos.
- e) Erosión del suelo en áreas agrícolas.

Así, el proceso de eutroficación variará de acuerdo al sitio en que se localiza el cuerpo de agua, tomando en cuenta las condiciones climáticas y las particularidades geomorfológicas, geoquímicas e hidrológicas de la cuenca (UNEPE, 1976).

Rawson (1979, en Olvera, 1988), desarrolló un esquema tomando en cuenta varios

factores que determinan el estado trófico de un lago. Incluyó parámetros como formación geológica, topografía, latitud, longitud, altitud, morfología del lago, clima, características de la cuenca, impacto humano, entre otros. Sin embargo, Olvera (*op. cit.*), indica que se puede señalar a tres como los principales factores que influyen en el comportamiento trófico de los sistemas lacustres: clima, suministro de nutrientes y profundidad del lago.

Muchos lagos en climas cálidos son mucho más productivos que en climas fríos o templados debido a que la estación de crecimiento es mayor. Debido a que el clima no es una variable controlable, la atención de la modelación del proceso se ha enfocado al aporte de nutrientes y la profundidad.

Varios autores han demostrado que la productividad se relaciona ampliamente a la profundidad media (Vollenweider, 1986), siendo los lagos más profundos los menos productivos (Dillon, 1971, en Olvera, 1986).

Una característica primaria en la ontogenia de los lagos es la sedimentación, la cual gradualmente llena el vaso del lago, lo que varía de acuerdo a las características de los materiales de la cuenca hidrográfica. Las entradas inorgánicas y la mayoría de las orgánicas naturales, generalmente son mineralizadas antes o después de sedimentar.

En el proceso de eutroficación se llega a alcanzar un punto en el que la depositación orgánica excede la capacidad de descomposición, pudiendo incrementarse rápidamente el proceso de sedimentación y presentarse un cambio acelerado hacia el sistema terrestre (Wetzel, 1975). Al llenarse de sedimento, en el vaso se va reduciendo la relación hipolimnion - epilimnion y el nivel de productividad se incrementa hasta un límite, después del cual, mientras menos profundo se hace, menos productivo en cuanto al fitoplancton se refiere, pasando a ser sustituida la productividad del sistema con macrófitas flotantes o emergentes que van teniendo dominancia y eventualmente colonizan toda la superficie del lago (Moss, 1980).

Los antecedentes presentados permiten entender el desarrollo desmedido de plantas como el lirio acuático y por que los modelos que tratan sobre la eutroficación de los sistemas, toman en consideración variables tales como el suministro de nutrientes por los tributarios, la profundidad, la sedimentación y el tiempo de retención hidráulica. Dichos parámetros se incluyen en la modelación y su utilización esta dirigida a tratar de predecir la concentración esperada del nutriente considerado, en función de la cantidad aportada al cuerpo receptor.

Iniciados por Vollenweider (1968), se han desarrollado modelos matemáticos simplificados para el análisis de la eutroficación en lagos templados. La metodología se basa principalmente en el balance de masas y/o relaciones empíricas para un nutriente que se supone es limitante (el fósforo). Las hipótesis que fundamentan este enfoque simplificado del modelo de lagos son:

- a) El que el lago está completamente mezclado.
- b) El estado permanente (condiciones constantes).
- c) Sólo el fósforo es limitante y se usa como una medida del estado trófico.

El Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), conduce un proyecto regional sobre el desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de la eutroficación en lagos tropicales como consecuencia de que los modelos simplificados desarrollados con datos de embalses y lagos templados no son aceptables del todo en sistemas cálidos. A través de este proyecto se ha generado el modelo preliminar para lagos en zonas cálidas, el cual fue utilizado en este estudio.

Los modelos matemáticos de eutroficación en lagos cálidos propuestos por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), de la Organización Panamericana de la Salud (OPS) generado a través de una serie de investigadores en el proyecto "Desarrollo de metodologías simplificadas para el análisis de la eutroficación en lagos cálidos" (Castagnino, 1982; Salas, 1983; Salas y Limón, 1986; Salas y Martino, 1988), son una herramienta que permite valorar el nivel trófico de los cuerpos de agua con la cuantificación de la relación de éste con las fuentes de introducción de nutrientes.

El modelo simplificado propuesto por Salas (Salas y Limón *op. cit.*) para evaluar la eutroficación es:

$$PA = \frac{L(p)}{Z} \frac{T_w^{0.8}}{3} \quad (3.1)$$

Donde:

- PA: concentración de fósforo en el lago ( $\text{mg P m}^{-3}$ )
- L(p): carga superficial de fósforo ( $\text{mg P m}^{-2} \cdot \text{año}$ )
- Z: profundidad media (m)
- $T_w$ : tiempo de residencia hidráulica (años)

Los niveles propuestos de  $L(p)/Z$  de 30 y 50, son indicativos de los límites inferiores del estado mesotrófico y eutrófico, respectivamente.

La metodología simplificada, aunque es un herramienta en proceso de desarrollo, en su forma actual es de utilidad en la planeación, manejo y restauración de lagos y embalses (Olivera, 1986), por lo que se aplicó en la Presa Requena con esa intención.

### 3.3 Métodos de control

El control de las malezas acuáticas puede definirse como la reducción a un nivel aceptable del número de organismos o biomasa por unidad de áreas de una población

de plantas consideradas como indeseables en un cuerpo de agua determinado (Reimer, 1984).

Históricamente, las plantas acuáticas nocivas han sido controladas para mitigar los impactos adversos en la navegación, recreación, irrigación, generación de energía, la pesca, la vida silvestre, el suministro de agua potable y la salud pública. (Joyce, 1989).

Existen típicamente 5 técnicas usadas en el control o manejo de las malezas acuáticas: la biológica, la química, mediante el uso de herbicidas, la física o mecánica, la manipulación del hábitat y el control integrado.

### 3.3.1 Biológico

El control biológico se puede definir como "el uso de un organismo vivo para controlar otro". Bajo este concepto, se admite un agente controlador y un organismo a ser controlado. El agente controlador puede existir en muchas formas, siendo por ejemplo un hongo, una bacteria o un virus que provoque una enfermedad en la maleza. La enfermedad puede ser fatal, influir en los procesos fisiológicos (reproducción) o puede conducir a que las plantas mueran ante otros factores. Puede ser un animal que se alimenta de la planta total o parcialmente, o que afecte indirectamente al invadir su ambiente y competir con ésta por espacio, nutrientes, luz, agua, etc. (Reimer, *op. cit.*).

En teoría, el control biológico es muy atractivo por varias razones. A largo plazo es económico dado que una vez establecido el agente controlador no necesitará atención posterior, ya que éste mantendrá a la planta en niveles deseables. No genera costos de mantenimiento, equipo o personal y no deja residuos en el ambiente. El agente controlador debe poseer características como:

- ser específico para el lirio,
- ser capaz de sobrevivir en el ambiente en que se le introduce y
- reducir la cantidad de maleza a niveles de no considerarla como tal.

Un organismo con tales atributos puede no existir para el lirio en los cuerpos de agua mexicanos.

Este método -relativamente poco estudiado-, puede convertirse en el más efectivo si se encuentra el agente controlador adecuado. Mariaca (1984), citando a varios autores menciona a 70 especies de artrópodos asociados al lirio acuático en más de 12 países, sobresaliendo *Cornops aquaticum*, *C. scudderi*, *C. longicorne* (Orthoptera); *Acigona infusella*, *Epipagis albiguttalis*, *Arzama densa* (Lepidoptera); *Neochetina eichhorniae*, *N. bruchi*, *Dyscinetus sp.*, *Chalepides sp.* (Coleoptera). Menciona también 32 hongos y 6 bacterias e inclusive la combinación de dos hongos y dos insectos que logran un efecto significativo sobre la planta.

En México hubo dos experiencias de control biológico relacionadas a la carpa herbívora *Ctenopharingodon idella* (Vera, 1970; Romero, 1984) y el picudo *Neochetina eichhorniae* (Romero y Ortiz, 1988), mal llamado "escarabajo moteado". La carpa herbívora, según los datos obtenidos, cuando puede subsistir en sistemas de buena calidad del agua, tiene la capacidad de alimentarse de *Eichhornia crassipes* en ausencia de otro tipo de vegetación ya que, si existe, puede tener preferencia por otra especie. Respecto al picudo, se obtuvo que por sí solo y en cuerpos de agua con alta y permanente densidad no es en general, un controlador efectivo de la maleza dada la baja relación insectos/biomasa que se presenta de forma natural. Mientras no se alcancen densidades altas con introducciones masivas, es difícil pensar en el control del lirio acuático en cuerpos de agua severamente infestados.

Sin embargo, Romero y Ortiz (*op. cit.*), anotan que el insecto puede contribuir a retardar el crecimiento de la hidrófita durante la época de invasión y que al combinarse con la acción del control mecánico y/o químico, se pudieran obtener buenos resultados. Algunos autores establecen la posibilidad de usar herbicidas a dosis bajas conjuntamente con organismo parásitos (Haag y Habeck, 1991).

Sanders y Theriot (1986 en North American Lake Management Society 1990), indican que *Neochetina eichhorniae* en conjunto con otros métodos, fue responsable de al menos el 50% del decrecimiento de la cobertura del lirio acuático en Luisiana, Estados Unidos de América desde 1974. Este insecto ha sido particularmente efectivo cuando se combina con otras técnicas de manejo de la planta (Haag, 1986).

### 3.3.2 Físico o mecánico.

El control mecánico de las malezas acuáticas se define como la utilización de instrumentos para la destrucción y/o remoción de las plantas en el sitio donde causan problemas para ser transportadas a sitios de disposición (Riemer, 1984; Thayer y Ramey, 1986).

El procedimiento más simple y primitivo es el manual, el cual puede llevarse a cabo por extracción a mano o con algún instrumento agrícola como bieldos o rastrillos. Este método resulta costoso en algunos países, pero en México es posible aplicarlo en áreas pequeñas o con infestación incipiente. Una práctica común consiste en bajar el nivel del agua por un buen tiempo, provocando que la vegetación se seque para su posterior quemado.

Su práctica se ha llevado a cabo en Xochimilco y en varios distritos de riego, en canales, drenes y en pequeñas presas derivadoras donde se utilizan los implementos agrícolas para retirar las malezas hacia las orillas apoyándose con lanchas o canoas para transportarla.

En una estimación hecha por la SARH (1979), se calculó que se requirieran 229 personas para extraer en una hora la misma cantidad de maleza que obtendría una

máquina "Aquamarin H5-200", mediante extracción continua en la orilla y con una densidad promedio de 27 kg m<sup>-2</sup>. En otra evaluación, se calculó que un hombre puede extraer 393 kg h<sup>-1</sup> y por día 2.5 toneladas (Bastidas *et al.*, 1980).

A principios de siglo, se planteó y ejecutó la posibilidad de la destrucción de la maleza dentro del cuerpo de agua, dando origen a las máquinas trituradoras. La primera máquina utilizada fue diseñada y construida por la Corporación de Ingenieros de la Armada de los Estados Unidos de América en 1900 (Wunderlich, 1938). Era un barco de vapor con una banda recogedora y una cortadora de caña de azúcar, la cual destruía la maleza y la retornaba al agua para su posterior hundimiento y descomposición. Esta máquina resultó lenta y cara y se discontinuó en 1902, a favor del tratamiento químico.

En 1937, nuevamente la Corporación de Ingenieros construyó un destructor de lirio llamado "Kenny", que era una barcaza motorizada adaptada con una banda que recoge la maleza y la llevaba a una cortadora dentro del barco. Posteriormente el lirio se depositaba en el agua para su descomposición. Se tripulaba con 5 personas y se requería de otras más para alimentar a la máquina. Se estimó una capacidad de destrucción de 81 ha por mes (Wunderlich, *op. cit.*).

Entre 1937 y 1950, el desarrollo de este tipo de maquinaria para la limpieza de canales y pequeños ríos se incrementó. Sierras circulares sumergidas y muy filosas cortaban las plantas dejándolas para su posterior descomposición (Thayer y Ramey, 1986).

Con el advenimiento de una nueva generación de herbicidas, tal como el 2,4-D, la barcaza Kenny fue retirada en 1951.

En México, de las primeras trituradoras que se usaron fue la que se introdujo en el Lago de Pátzcuaro que consistió en un lanchón con una capacidad de trituración de 60 ton día<sup>-1</sup>, la cual era alimentada de forma manual. En el lago, con el uso de métodos de extracción y trituración, se logró en 4 años reducir el lirio a 1,000 ha de las 2,400 que había inicialmente (Vera, 1975).

En 1986 apareció una máquina trituradora de manufactura nacional denominada "El Retador", que es una barcaza con cuchillas que giran a 2000 rpm hasta 30 cm abajo del espejo de agua. Produce fragmentos de lirio que quedan en el agua sin extracción. Su sistema de impulso consiste en un motor diesel que al accionar bombas hidráulicas pone a rotar un sistema de paletas laterales que permiten una velocidad de la barcaza de 2 km/h (datos del fabricante). Esta embarcación se puso en operación en la Presa Requena, Hidalgo en 1986 con el propósito de combatir la maleza.

En la Tabla 3 se presentan algunas características generales de este tipo de control.

**Tabla 3. Principales características del control mecánico por trituración.**

<b>CARACTERÍSTICA</b>	<b>DESCRIPCIÓN</b>
<b>OPERATIVIDAD</b>	Maquinaria que destruye la maleza dentro del cuerpo del agua.
<b>AREA DE ACCION</b>	No maleza marginal.
<b>EFICIENCIA *</b>	Tipo: "Retador". Modelo: P-140-11.5 716 ton d <sup>-1</sup> (biomasa: 43 kg m <sup>-2</sup> ). 1.7 ha 16 h <sup>-1</sup>
<b>RESTRICCIONES DE APLICACION</b>	Profundidad, accesibilidad, disponibilidad de refacciones
<b>IMPLICACIONES AMBIENTALES</b>	Reducción temporal del oxígeno disuelto, mineralización de componentes orgánicos e inorgánicos, incremento de nutrientes (eutroficación).
<b>VENTAJAS</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- No requiere de sitio para la disposición de la maleza ya que ésta se descompone en el agua.</li> <li>- Tiene la capacidad de disminuir la cantidad de maleza a niveles manejables.</li> <li>- No deja residuos químicos.</li> </ul>
<b>DESVENTAJAS</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- En áreas muy grandes esta limitado por la cantidad de máquinas disponibles.</li> <li>- Incorpora la biomasa a la columna de agua afectando su calidad.</li> <li>- Existe un recrecimiento muy rápido de la maleza triturada.</li> <li>- Requiere 1.5 m de profundidad para poder operar adecuadamente.</li> <li>- En algunos casos existe rechazo social.</li> </ul>

\* Obtenida en este trabajo.

Entre los métodos por cosecha se han utilizado dragas como extractoras de lirio y otras malezas, utilizándose para la limpieza en embarcaderos, canales y drenes.

El "Aquatrío", utilizado en México, cuenta en su parte frontal con un mecanismo de corte transversal y longitudinal combinado con una banda sin fin de remoción. Actúa en profundidades mayores de 1.5 metros. La maleza recolectada pasa a la parte posterior de la cosechadora, a través de la banda sin fin. Cuando alcanza su capacidad, se desplace a la orilla para su descarga. Posteriormente el lirio se transporta a los sitios de disposición.

En el lago de Pátzcuaro en 1974, se introduce un lanchón equipado con un montacargas y un motor de automóvil, los resultados no fueron óptimos. Otro ejemplo se tiene en la Presa Manuel Avila Camacho, en Puebla, en donde existió una máquina cosechadora fija fabricada en el país, de características similares a las de importación. Su uso nunca fue óptimo, debido a que la tasa de extracción siempre fue inferior al crecimiento de las plantas. La falta de recursos para su operación y mantenimiento hicieron que esta máquina este fuera de servicio.

La operación de cosechado hoy en día implica las siguientes funciones: triturado, recolección y carga, transporte, descarga en la orilla y transporte al sitio de disposición o de utilización de las plantas cosechadas. Las cosechadoras son fijas o flotantes, siendo las más comunes las últimas impulsadas con ruedas de paletas. . Otras máquinas en el lugar de la cosecha, depositan la carga en lanchones que son movilizados posteriormente por lanchas hacia la orilla donde manualmente o con maquinaria es colocada en camiones para su transporte. La cosechadora no interrumpe su funcionamiento (Joyce, 1989).

En la Tabla 4 se presentan las características más importantes del método de cosecha. Es de señalarse que la cosecha mecánica no debe realizarse cuando el lirio acuático está en su fase reproductiva debido a que la capacidad de las máquinas es menor que la tasa de reposición de las plantas. No obstante si la cosecha se hace antes de la floración, se evita la producción de semillas. Esta es una estrategia adecuada en lugares templados donde la floración ocurre en tiempos definidos (finales de la primavera - mediados de otoño), situación que prácticamente no ocurre en nuestro país ya que la planta florece todo el año (Rzedowsky y Equihus, 1978).

La tasa de crecimiento del lirio acuático, junto con su habilidad para remover nutrientes, ha promovido su utilización. Los usos de *Eichhornia crassipes* tiene un amplio espectro. Gopal (1987), menciona el uso de las hojas para envolver cigarrillos, de los pecollos para tejer diversos artículos como cestos de basura, portavasos, alfombras y muebles. Se ha empleado para producir alcohol, levadura, carotenos, jabón, sal, seda artificial, vitamina A y potasa. De las raíces y estolones se han extraído sustancias que incrementan el crecimiento y aceleran la fermentación alcohólica (Pieterse *op. cit.*).

**Tabla 4. Principales características del control mecánico por extracción.**

<b>CARACTERÍSTICA</b>	<b>DESCRIPCIÓN</b>
<b>OPERATIVIDAD</b>	Maquinaria que extrae la maleza para ser transportada a un sitio de disposición.
<b>AREA DE ACCION</b>	No maleza marginal.
<b>EFICIENCIA *</b>	Tipo: Aquamarín. Modelo: H-10-800 240 ton d <sup>1</sup> (biomasa: 20 kg m <sup>-2</sup> ) 1.2 ha 8 h <sup>-1</sup> .
<b>RESTRICCIONES DE APLICACION</b>	Profundidad, accesibilidad, disponibilidad de refacciones.
<b>IMPLICACIONES AMBIENTALES</b>	Positivas por la remoción relativa de contaminantes.
<b>VENTAJAS</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- No restringe los usos del agua.</li> <li>- Control directo, resultados inmediatos.</li> <li>- Mejora relativamente la calidad del agua al remover nutrientes y otras sustancias.</li> <li>- La maleza extraída puede reutilizarse.</li> <li>- Mejora el paisaje.</li> <li>- Aceptación social.</li> <li>- Requiere personal semi-especializado.</li> </ul>
<b>DESVENTAJAS</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Dificultad y alto costo de remoción.</li> <li>- Alto costo de energía y tiempo de operación.</li> <li>- Restricción por profundidad o accesibilidad.</li> <li>- Requiere de transporte de la maleza y sitio de disposición.</li> <li>- Baja eficiencia en áreas grandes y/o en condiciones de infestación severa.</li> <li>- En áreas grandes esta limitado por la cantidad de maquinaria disponible.</li> <li>- La eficiencia disminuye por viento, oleaje o lluvia o por la gran distancia entre el sitio de cosecha y de disposición.</li> <li>- La fragmentación de las plantas incrementa el crecimiento de los tapetes o genera plantas que al dispersarse infestan áreas vírgenes.</li> <li>- Al cosechar la vegetación puede impactar los recursos pesqueros.</li> </ul>

\* Datos del fabricante.

Puede ser apropiado como alimento para muchos organismos. En la agricultura como composta para mantener la humedad del suelo y evitar otras malezas. Las plantas han sido utilizadas como fuente de pulpa para papel, producción de energía (biogás) y tratamiento de agua (IMTA, 1989).

Son numerosos los trabajos que tratan con la factibilidad técnica del aprovechamiento del lirio, pero la ausencia de un análisis de factibilidad económica, hace que su utilización como recurso no sea aún realizable (Mitchell 1978; Romero, 1989). De hecho, aunque no se pierde la esperanza de encontrar un uso en el futuro, la realidad es que actualmente no existe en todo el mundo un proyecto comercial en operación (Haller, 1993) .

### 3.3.3 Manejo del hábitat

Muchas especies de malezas acuáticas son susceptibles de manejarse a través de la manipulación del ecosistema acuático. La técnica más común para controlar al lirio es manipular el nivel del agua.

Esta técnica se restringe por los usos que tenga el cuerpo de agua de acuerdo con las políticas de operación que impone la estación del año. El efecto que tiene la disminución del nivel del agua ya fue discutido sólo se remarcará que es necesario secar y quemar las plantas.

Es el dragado el método más elemental de remover el lirio para su secado y quemado. Así, la quema es otro método asociado con el control mecánico. Observaciones en campo demuestran que si el material no es retirado de la orilla, secado y quemado, puede recuperarse al subir el nivel. Además, la masa remanente especialmente las raíces contienen semillas viables en gran cantidad que pueden germinar en la época de lluvia.

Dekimpe (1957, en Gopal 1987), registró que se requiere como mínimo 21 días en la condición seca para que las plantas mueran. Es importante señalar que el secado depende de la temperatura ambiente, la pendiente y las características del suelo. En efecto, cuando el lirio está en el fango el secado puede ser muy lento o incluso puede nunca llegar a obtenerse. Joyce (1989), menciona que esta técnica permite muchas veces formar sedimentos que sean un hábitat para especies benéficas.

### 3.3.4 Químico

El control químico a través del uso de herbicidas, es uno de los métodos que más se han empleado para el manejo y control de malezas acuáticas, especialmente el lirio acuático. En general, los productos químicos son absorbidos localmente o transportados a toda la planta provocando diversas alteraciones en sus tejidos, procesos metabólicos o de crecimiento, que provocan la muerte de las plantas.

Se han utilizado muchas sustancias para el control del lirio acuático mostrando diversos grados de eficiencia (Tabla 5). En México el empleo de herbicidas no está bien documentado. Se conocen algunas experiencias (Tabla 6), algunas de las cuales han provocado el rechazo al uso de los productos químicos, debido principalmente a que estos esfuerzos carecieron de un sustento técnico que evitará los riesgos inherentes al empleo de este tipo de control.

El uso de herbicidas tiene la ventaja de ser eficiente, no requerir de mucho tiempo, equipo, personal y puede ser empleado en áreas en la que no pueden usarse otros métodos de control (Tabla 7). Sin embargo, su utilización siempre trae consigo un cierto grado de desconfianza, debido a las posibilidades de daño al hombre, a los animales domésticos, a los cultivos, a la vida silvestre y a los organismos acuáticos.

En los Estados Unidos de América el control de las malezas acuáticas ha utilizado herbicidas por más de 20 años. Actualmente el registro y la regulación del uso de cualquier compuesto es un mecanismo altamente restrictivo, lo cual ha provocado que exista un número muy reducido de productos autorizados para su uso en sistemas acuáticos (Gallagher, 1989). Todos los plaguicidas están regulados por la Agencia de Protección Ambiental (EPA). Esta entidad gubernamental ha evaluado durante años el balance entre riesgo involucrado con el uso de los herbicidas y los beneficios obtenidos, siendo fundamental la protección ambiental y la salud pública para la aprobación o retiro del mercado de aquellos herbicidas que son tóxicos y persistentes.

La obtención de los permisos de utilización de cualquier herbicida requiere muchas pruebas tanto de laboratorio como de campo que son costosas y tardadas, lo que provoca que surjan muy pocos productos hoy en día. Dentro de los datos requeridos para el registro de un producto para su uso en el medio acuático sobresalen (Langeland, 1991):

1. Determinación de residuos potenciales en el agua potable, peces, moluscos y cultivos que pueden llegarse a irrigar.
2. El destino ambiental y final del compuesto.
3. Cómo se degrada el compuesto y cuáles son los subproductos.
4. Si el compuesto es absorbido por vía dérmica o por otras rutas.
5. Toxicidad aguda o de corto plazo por medio de pruebas de toxicidad con animales.
6. Toxicidad crónica. Efectos en nacimientos, tumores u otras anomalías después de una exposición a largo plazo.
7. Toxicidad del compuesto a organismos acuáticos tales como peces e invertebrados.

**Tabla 5. Herbicidas utilizados en el control del lirio acuático.**

Compuesto	Observaciones	Fuente
Arsenato de sodio	<ul style="list-style-type: none"> <li>- En 1902 el Cuerpo de Ingenieros de la Armada de Estados Unidos de América, estableció que las plantas mueren y se hunden en 21 días después de la aplicación.</li> <li>- Fue prohibido su uso por ser extremadamente tóxico para el ganado, la fauna silvestre y los humanos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Wunderlich, 1962.</li> <li>- Bock, 1966.</li> </ul>
Cloruro de bario	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fitotóxico en pruebas de laboratorio pero no en pruebas de campo.</li> </ul>	- Parja, 1934.
Sulfato de cobre	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fitotóxico en pruebas de laboratorio pero no en pruebas de campo.</li> </ul>	- Parja, 1934.
Sulfamato de amonio	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sólo afecta las partes aéreas</li> </ul>	- Hildebrand, 1946.
Acido sulfámico	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sólo afecta las partes aéreas</li> </ul>	- Hildebrand, 1946.
Cloruro de sodio	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Una solución al 5 % daña severamente a las plantas, provoca daños a otros organismos y su uso no es costable.</li> </ul>	- Bass, 1945.
Acido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Las plantas mueren y se hunden dentro de las tres semanas siguientes. Su uso revolucionó el control del lirio acuático en la década de 1950.</li> <li>- Tratamientos en varias épocas del año en 106 estanques de 50 m<sup>2</sup> y un cuerpo de agua de media hectárea con más de 800,000 plantas, mostraron un control y hundimiento en 60 días en una dosis de 8.96 kg ha<sup>-1</sup>. Se concluyó que es uno de los herbicidas más efectivos comparándolo con productos arsenicales, cloratos, benzenos clorados, sulfamato de amonio, tiocianato de amonio, tricloroacetato.</li> <li>- Se afirma que no existe evidencia de que sea tóxico en la dosis recomendada para animales que viven en o cerca de las áreas de tratamiento.</li> <li>- En el río Congo se realizó una aplicación a gran escala entre 1955 y 1957 con una dosis de 5.04 kg ha<sup>-1</sup>. Durante 18 meses gran parte del río se limpió pero se reinfestó por no tratar la parte alta del río.</li> <li>- Los derivados considerados como tóxicos a los organismos acuáticos son: ésteres butílico, etílico isopropílico, butoxidetanol, propilenglicol-butil éter; 2,4-D acetamida y sal dietilamina.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Hildebrand, 1946.</li> <li>- Zimmerman <i>et al.</i>, 1950.</li> <li>- Zimmerman <i>et al.</i>, 1950; Hitchcock <i>et al.</i>, 1948; y Wunderlich, 1962.</li> <li>- Evans, 1963.</li> <li>- Brahinsky y Rotova'ka, 1963.</li> </ul>

Tabla 5. Continuación.

Compuesto	Observaciones	Fuentes
Diquat	- Recomendado en programas de control en Florida, Estados Unidos por el Departamento de Agricultura. Se utiliza en dosis de 1.7 kg ha <sup>-1</sup>	- Blackburn y Weldon, 1967; Waasterdhal y Getsinger, 1988.
2,4-D + Diquat 2,4-D + Paraquat	- Las mezclas dan buenos resultados para el control de la maleza en dosis de 0,5 - 2 kg ha <sup>-1</sup> . Las plantas mueren 14 días después de la aplicación.	- Widyanto, 1975.
Asulam	- Este producto no llega al control aun en 6 kg ha <sup>-1</sup>	- Singh y Muller, 1979.
Glifosato	- Se obtienen buenos resultados en dosis de 2 a 6 kg ha <sup>-1</sup>	- Singh y Muller, 1979.
Terbutrin	- Fue utilizado en un embalse de Sudáfrica controlando a las plantas de 4 a 5 semanas. La descomposición causó un decaimiento en el oxígeno disuelto y un incremento en los niveles de potasio, sodio, nitrógeno y fósforo en el agua. Se encontraron residuos del producto en baja concentración y los peces mostraron una acumulación temporal.	- Ashton <i>et al.</i> , 1981.
Ametrine	- 4.5 kg ha <sup>-1</sup> controlan al lirio acuático  - Una dosis de 0.5 kg ha <sup>-1</sup> controla a las plantas después de dos semanas.	- Weldon y Blackburn, 1967.  - Widyanto, 1975; Guritno y Pheang, 1975.

**Tabla 6. Experiencias del control químico del lirio acuático en México.**

Compuesto	Experiencia	Observaciones	Fuente
Acido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D)	- En el lago de Cajititlán, Jal., 1958.	- Se conservó limpio durante siete años reinfectándose por carcer de mantenimiento.	- Rubín, 1975.
	- En el lago de Chapala, Jal., junto al embarcadero, 1960.	- Se detectó mortalidad del lirio acuático, pero no fue cuantificada.	- Comisión Lerma-Chapala, 1960.
	- En la presa Colorines Edo. de Méx., 1981. Sal dimetilamina.	- Se registró un control 100% empleando una dosis de 4.48 kg ha <sup>-1</sup> con una sola aplicación.	- Gómez, 1982.
Arsenato de sodio, clorato de sodio, tricloruro de arsénico, ácidos minerales y sosa cáustica, esterón, 2,4-D amina, diquat y paraquat.	- En el centro piscícola Benito Juárez y el río Concordia, Chis., 1975	- Los resultados fueron satisfactorios en cuanto a efectividad pero se notó que los herbicidas y demás sustancias eran muy tóxicas y afectaban la flora y fauna del lugar.	- Morazan, 1988.
Esterón	- En la laguna de las Ilusiones de Villahermosa, Tab.	- Se disminuyó la cobertura, pero fue tóxico.	- Morazan, 1988.
Diquat-Paraquat	- En la presa de la Angostura, Chis.	- Se aplicó en un área de 11, 704 ha. No se cuenta con datos que permitan evaluar el resultado, pero la Comisión Federal de Electricidad utilizó esta mezcla como estándar hasta 1982.	- Morazan, 1988.
Glufosinato de amonio	- Evaluaciones a pequeña escala en estanques con agua de la laguna de Yuriria, Gto.  - En la presa Guadalupe, Edo. de Méx.  - En canales de Xochimilco, DF.	- Detiene el crecimiento y la reproducción.  - Efectos entre 4 - 8 semanas edio en partes aéreas.  - Requiere extracción o trituración posterior.	- Datos del Fabricante.  - Novelo, 1994.

**Tabla 7. Principales características del control químico.**

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN
OPERATIVIDAD	Mediante equipo manual o aéreo se asperja el herbicida sobre las plantas en una cierta cantidad o dosis por hectárea. El medio de acarreo es agua, aumentando su eficiencia mediante sustancias adherentes y penetrantes (surfactantes).
AREA DE ACCION	100% de la maleza.
EFICIENCIA	50-100% de control entre 20-80 días (2 aplicaciones).
RESTRICCIONES DE APLICACION	<p><b>Glifosato</b> - A 800 m de tomas de agua potable.  <b>Diquat</b> - No cerca de tomas de agua agrícolas y potables.  - Período de no uso del agua de 14 días para:  - irrigación  - abrevadero  - potable</p> <p><b>2,4-D amina.</b> - No cerca de tomas de agua agrícolas y potables.  - Período de no uso del agua de 21 días para:  - irrigación  - abrevadero  - potable</p> <p>Requiere permisos de aplicación por parte de la Comisión Intersecretarial para el Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST).</p>
IMPLICACIONES AMBIENTALES	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Reducción temporal de oxígeno disuelto.</li> <li>- Mineralización de componentes orgánico e inorgánicos.</li> <li>- Incremento de nutrientes (Eutroficación).</li> <li>- Riesgo de dispersión por error.</li> </ul>
VENTAJAS	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Menor costo respecto al control mecánico.</li> <li>- Poco personal.</li> <li>- Corto periodo de operación.</li> <li>- Alta eficiencia para abatir la biomasa.</li> <li>- Aplicable en sitios inaccesibles para otros métodos de control.</li> <li>- No requiere de sitios para la disposición de la maleza.</li> </ul>
DESVENTAJAS	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Requiere de personal especializado.</li> <li>- Efectos ambientales por mal uso.</li> <li>- La biomasa se incorpora a la columna de agua.</li> <li>- Poca aceptación social.</li> <li>- Requiere de la determinación de residuos</li> </ul>

Estos datos son revisados continuamente por la EPA antes de que se permita su utilización. Un herbicida no es aprobado hasta que se determina que su permanencia en el ambiente se lleva a cabo sin efectos adversos al ecosistema en todos sus componentes (Langeland, 1991). Así, basándose en estos datos, se establece la tolerancia para cada residuo al dividir la cantidad de sustancia que no provoca un efecto observable en las pruebas con animales crónicamente expuestos por 100 o 1,000 y estimar la cantidad que pueden permitirse en un ámbito de seguridad tal, que una persona de tamaño promedio pueda ingerir o estar en contacto con ella de forma permanente sin causarle daño. A partir de las tolerancias de estas sustancias, de los datos de residuos y de su destino ambiental, se establecen restricciones del uso del agua o precauciones para la natación, pesca, irrigación, aves acuáticas y usos domésticos, entre otros. Dicho proceso asegura que el público no tendrá contacto con el herbicida en concentraciones que puedan causarle un efecto dañino. Además, es importante señalar que los herbicidas no permanecen en el agua por mucho tiempo pues se distribuyen en diferentes componentes ambientales y se degradan. Inicialmente puede presentarse la dilución, la adsorción a los sedimentos, la volatilización y la absorción en plantas y animales. Posteriormente ocurre la degradación del compuesto para transformarse en sustancias químicas más simples. Este tipo de sustancias pueden degradarse por fotólisis, descomposición microbiana o por el metabolismo de la plantas y animales. Estos procesos hacen que el herbicida no este disponible biológicamente, ya que desaparecen rápidamente (Langeland, *op. cit.*)

Son tres los herbicidas recomendados par el control del lirio acuático: el 2,4-D, diquat y (Gallagher, 1989). En la Tabla 8 se presentan sus principales características. En dicha Tabla se destaca su alta solubilidad que provoca que estas sustancias se diluyan rápidamente hasta niveles no detectables por los análisis químicos tradicionales.

La ingesta diaria admisible (y su nivel equivalente equivalente para el agua potable) es la cantidad de una sustancia que puede ingerir una persona diariamente de por vida sin causarle daño, siendo de 0.03, 0.008 y 3.5 mg kg<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> para el 2,4-D, diquat y glifosato, respectivamente.

Se considera que los niveles equivalentes para el agua potable son difíciles alcanzar en el agua mientras los productos se utilicen en las dosis recomendadas. Si se compara, por ejemplo, este nivel para el 2,4-D que es de 9 mg/L con el nivel permisible para agua potable de 0.1 mg/L, puede observarse que existe un ámbito de seguridad bastante grande de una concentración con respecto a otra.

La selección de uno u otro de estos productos está en función de los usos del agua, los recursos disponibles y las condiciones de cada sitio; por ejemplo, el 2,4-D es efectivo y económico; sin embargo, este herbicida tiene restricciones de uso para irrigación y suministro de agua potable como puede observarse en la Tabla 8.

**Tabla 8. Características de los zgentas químicos para el control del lirio acuático \*.**

Características	Glifosato	2,4-D	Diquat
Modo de acción	Sistémico	Sistémico	De contacto
Selectividad	No selectivo	Selectivo	No selectivo
Mecanismo tóxico	Metabolismo del nitrógeno y actividad enzimas	Desarrollo de los tejidos	Fotoquímico
Vida media en el agua (días)	14.0	3 - 30 a 7 - 48	1.0 a 7.0
Solubilidad en el agua (mg L <sup>-1</sup> )	12,000	3'000,000	568
Nivel recomendado para agua potable (mg L <sup>-1</sup> )	0.2	0.1	0.01
Toxicidad DL 50 (ratas)(mg kg <sup>-1</sup> )	5,600	300 - 1,000	230
Restricción al uso del agua (días)	Sin restricciones 800 m de la obra de toma	Riego ...21 Agua potable ...21 Abravadero ...21 Pescas ...0 Contacto prim. ...0	...14 ...14 ...14 ...0 ...0
Ingesta diaria admisible (mg kg <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> )	3.5	0.3	0.008
Nivel equivalente para agua potable (INEPA)(mg L <sup>-1</sup> )	105.0	9.0	0.24
Categoría toxicológica	Ligeramente	Moderadamente	Moderadamente
DL <sub>50</sub> aguda oral	2000	200 a 2000	200 a 2000
Dérmica	4000	400 a 4000	400 a 4000
Efecto (días)	2.0 a 4.0	2.0 a 4.0	1.0 a 2.0
Muerte (días)	20.0 a 30.0	14.0 a 21.0	7.0
Toxicidad aguda en peces (mg L <sup>-1</sup> )	4.2 a 16.0	25.0 a 458	5.0 a 140.0
Toxicidad aguda en invertebrados (mg L <sup>-1</sup> )	5.3	1.8 a 4.9	1.0 a > 100

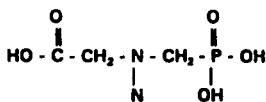
Adaptado de: Joyce C.J. y Ramey V., 1986; Westerdhal y Getsinger, 1988. y SARH, et al., 1993 Catálogo Oficial de Plaguicidas.

El herbicida 2,4-D entra en contacto con la maleza, se absorbe y se distribuye en toda la planta ejerciendo el efecto incluso en la parte reproductiva. Por lo anterior se dice que es de acción sistémica. Su degradación se realiza principalmente por la acción microbiana. Una pequeña cantidad se descompone por la acción de la luz y otra puede transformarse al ser asimilado por las plantas tolerantes. Usualmente se tiene una descomposición muy rápida en el agua en las primeras tres semanas. El 2,4-D se degrada hasta formar compuestos más simples que se encuentran en la naturaleza: 0.746 kg de 2,4-D amina se descompone en 0.373 kg de dióxido de carbono, 0.093 kg de agua, 0.093 kg de amonio y 0.186 kg de cloro, principalmente (Langeland, 1991).

El diquat sólo ejerce una acción a nivel superficial, razón por la que se denomina como de contacto. El mecanismo más importante para la desaparición del diquat en el agua es la rápida asimilación que hace de él las plantas y su adhesión a las partículas de los sedimentos, especialmente las arcillas. Cuando se adhiere a la materia orgánica el diquat es degradado lentamente por los microorganismos.

El glifosato cuando tiene contacto con el agua, se une con fuerza a las partículas (disueltas, suspendidas o sedimentadas) y se inactiva. Se descompone por la acción microbiana en bióxido de carbono, agua, nitrógeno y fósforo, principalmente (Langeland, *op. cit.*).

Es un herbicida orgánico de tipo alifático, sistémico o de traslocación y no selectivo (Klingman *et al.*, 1975). El ácido orgánico glifosato es el nombre común aprobado por la *British Standardization Institution* para la sustancia química N-(Fosfonometil) glicina (BCPC, 1972):

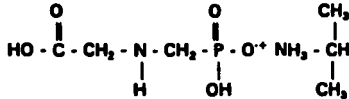


N-(fosfonometil) glicina.

La Compañía Monsanto en los Estados Unidos produce con el ingrediente activo dos herbicidas que se han utilizado para el control de malezas acuáticas, conocidos comercialmente como Roundup (en México: Faena) y Rodeo (en México: Defensa), cada uno registrados en la EPA con los números 524-308-AA y 524-343. La diferencia básica entre las dos formulaciones es la concentración del ingrediente activo y que Rodeo no contiene surfactante. Los sitios de uso del Rodeo incluyen lagos, ríos, corrientes, estanques, canales y diques de irrigación, presas y sitios

similares. No existe restricción sobre el uso del agua para irrigación, recreación o con propósitos domésticos (Sisneros, 1991 y Vandiver *et al.*, 1993-1994).

En las formulaciones comerciales, el ácido glifosato está presente en forma de sal isopropilamina de glifosato con el objeto de proporcionar mayor solubilidad en agua (Smith y Cehme, 1992):



Sal isopropilamina de glifosato

El ingrediente activo está compuesto básicamente de un radical ácido (carboxilo), un radical fosfonato y un derivado de la glicina, que es el aminoácido más simple que existe en la naturaleza. La parte ácida de la molécula representa la única porción con actividad herbicida. La porción agregada para formar la sal no tiene actividad biológica.

Rodeo contiene 480 g L<sup>-1</sup> del ingrediente activo (ácido glifosato). Su apariencia es de una solución clara y viscosa, carece de olor y se mezcla rápidamente con el agua. Su pH es ácido y se presenta en el ámbito de 4 a 5 (Monsanto, 1982).

Glifosato es un compuesto que cuando se aplica a las hojas, se absorbe y se transporta a varias partes de la planta, alterando diferentes funciones. Los síntomas de toxicidad se producen lentamente y en algunas situaciones puede llegar a no observarse en las primeras tres semanas (Klingman, *op. cit.*). Se sugiere que la acción primaria de esta sustancia, es afectar la síntesis de aminoácidos esenciales (fenilalanina) y el metabolismo de compuestos fenólicos. Estos efectos producen una reducción en la síntesis de proteínas, teniendo como resultado la interrupción del crecimiento, disfunción celular y eventualmente la muerte de la planta (Jaworsky, 1972).

La forma de actuar del glifosato lo hace apropiado para las malezas acuáticas de hoja ancha y estoloníferas ya que es fácilmente absorbido y traslocado (Sprinkle *et al.* 1975; Barrett, 1985). En la Tabla 9 se presentan datos experimentales de su empleo para el control del lirio acuático.

Rodeo no tiene una actividad residual en el suelo y es efectivo únicamente cuando se aplica al tejido fotosintético. El ingrediente activo es absorbido fuertemente por las partículas del suelo, por lo tanto se excluye la asimilación por las raíces, el lavado y

**Tabla 9. Uso del glifosato para el control del lirio acuático.**

<b>Dosis (kg ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Control</b>	<b>Fuente</b>
2.0	El lirio muere en ocho semanas	Pieterse y Van Rijn, 1974.
2.0	Sólo retarda el crecimiento	Wydianto, 1975.
2.0	100 % de control en tres semanas. En 36 días la mayoría de las plantas se hundieron.	Singh y Müller, 1975
5.4	100 % de control	Fernández <i>et al.</i> , 1978
1.8 - 3.36	100 % de control en la concentración más alta.	Evans, 1978

su actividad herbicida en el suelo (Sisneros, 1991). Sprankle *et al.*, (*op. cit.*), indicó que en pruebas de invernadero con suelo aplicado con glifosato marcado radioactivamente ( $C^{14}$ ), el maíz o leguminosas no lo absorbieron y se inactivó rápidamente en el suelo. La rápida inactivación por minerales orgánicos está relacionada a la unión al suelo más que a una degradación química o microbiológica.

Bruns y Helly (1978), citados por Sisneros (1991), realizaron estudios para determinar los efectos y niveles de residuos en cultivos irrigados con cantidades conocidas de glifosato. Cultivos como tomate, alfalfa, sorgo y remolacha fueron irrigados con glifosato mediante rocío y sueros agrícolas con dosis de 0, 0.011, 0.11 y 1.12 kg ha<sup>-1</sup> y 0, 0.11, 0.56 y 2.80 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, no mostrando efectos visibles al ser comparado con los testigos. Se detectaron cantidades de glifosato solamente en el sorgo en las concentraciones más altas después de 5 y 12 semanas. El principal metabolito del glifosato (ácido aminometil - fosfónico) no se detectó en algún cultivo ni en el suelo.

En otro estudio cuyo objetivo fue determinar la cantidad promedio de glifosato en el agua de irrigación en la primavera, después de que la vegetación de los drenes fue tratada con glifosato en el otoño, se concluyó que la concentración de glifosato se reduce considerablemente en los primeros dos kilómetros del canal. Además se mencionó que la reducción en cuerpos de agua lóticos no puede ser atribuido al proceso de dilución solamente (Comes, 1976). Sacher (1978), menciona que el glifosato es degradado rápidamente en agua y que en general no se requiere un intervalo entre la aplicación del producto y el uso de agua para irrigación.

Después de la aplicación del herbicida, éste acaba por llegar al agua ya sea directamente o cuando las plantas mueren y sedimentan. El glifosato se adsorbe a los sedimentos y se degrada microbiológicamente (Brondstand y Friested, 1983), pero puede permanecer el tiempo suficiente para entrar en contacto con la comunidad biológica presente en el sistema.

La toxicidad aguda de la formulación técnica (ácido de glifosato), del Roundup y del Rodeo, se presentan en la Tabla 10. Se puede observar que la formulación comercial Roundup presenta la mayor cantidad de datos y es la formulación más tóxica, lo que motiva que su uso se restrinja únicamente para canales y drenes. El Roundup contiene una concentración menor del ácido glifosato de 356 mg L<sup>-1</sup> con respecto de Rodeo (480 g L<sup>-1</sup>), sin embargo, contiene un surfactante no iónico cuya función es incrementar la absorción por las plantas (Tooby, 1985). De los datos generados no existe una gran diferencia entre las sensibilidades de los peces y macroinvertebrados utilizados, siendo los más sensibles para Roundup *Pimephales promelas*, *Cyprinus carpio*, *Lepomis macrochirus* y *Daphnia magna*.

Algunos estudios sobre los efectos subletales del glifosato se presentan en la Tabla 11.

Tabla 10. Toxicidad aguda del glifosato para 3 tipos de formulaciones \*.

PRUEBA	ESPECIE	GLIFOSATO TECNICO (mg L <sup>-1</sup> )	ROUNDUP (mg L <sup>-1</sup> )	RODEO (mg L <sup>-1</sup> )
96 horas CL <sub>50</sub>	<i>Salmo gairdneri</i>	86.0	22.0 8.2 54.8 52.0 8.3 48.0	> 1,000
96 horas CL <sub>50</sub>	<i>Lepomis macrochirus</i>	120.0	5.8 14.0 5.8 5.0 24.0	1000
96 horas CL <sub>50</sub>	<i>Ictalurus punctatus</i>	-	16.0 13.0 19.5	-
96 horas CL <sub>50</sub>	<i>Pimephales promelas</i>	-	9.4 2.3	-
96 horas CL <sub>50</sub>	<i>Cyprinus carpio</i>	-	9.7 3.9	>10,000
96 horas CL <sub>50</sub>	<i>Ctenopharyngo don idella</i>	-	15.0	-
96 horas CL <sub>50</sub>	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	-	43.0	-
48 horas CE <sub>50</sub>	<i>Daphnia magna</i> (con aereación)	780	24.0 37.0 3.0	930
	<i>Daphnia pulex</i>	-	192.0	
48 horas CE <sub>50</sub>	<i>Chironomus plumosa</i>	-	18.0	-

\* Fuente: WSSA, 1983; Toby, 1985 y Sisneros, 1991.

**Tabla 11. Estudios toxicológicos subletales del herbicida glifosato**

Frutcha	Especie	Observaciones	Fuente
Fecundidad	- <i>Salmo gairdneri</i> (Trucha arcoíris)	- No se detectaron cambios en una exposición por 12 horas a una concentración de Roundup de 0.02, 0.2 y 2.0 mg L <sup>-1</sup> .	- Folmer et al., 1979.
Alimentación	- <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Carpa herbívora)	- Roundup causó inhibición completa en una concentración de 10 mg L <sup>-1</sup> . En 3.2 mg L <sup>-1</sup> no se presentó este efecto.	- Tooby, 1985.
Bioacumulación	(1) <i>Micropterus salmoides</i> (Lobina)  (2) <i>Ictalurus punctatus</i> (Bagre)  (3) <i>Salmo gairdneri</i> (trucha)	- Se expusieron a cuatro concentraciones (0.1, 1.0, 3.0, y 10.0 mg L <sup>-1</sup> ) durante 14 días, seguido lo cual permanecieron 35 días en agua limpia. Se determinaron factores de bioacumulación bajos de 0.04 para (1), 0.18 para (2) y 0.03 para (3) en la concentración más alta. En agua limpia (2) y (3) eliminaron 50% de los residuos entre 4 y 6 días.	- Sacher, 1978 a y b.
Aplicación en río	- <i>Salmo gairdneri</i> (Trucha)	- Roundup fue aplicado en 2.2 kg ha <sup>-1</sup> y en 10 y 100 veces más de esta tasa. Las truchas confinadas en jaulas no mostraron signos de efecto.	- Hildebrand, et al., 1982.
Aplicación en estanque	- <i>Daphnia magna</i> (pulga de agua)	- Roundup fue aplicado en una tasa superior a 100 veces de aquella utilizada normalmente. No se detectaron efectos.	- Buikema, et al., 1981

Tabla 11. Continuación.

Prueba	Especie	Observaciones	Fuente
Iritación	Humanos	- Trabajadores voluntarios que manejan Roundup y Rodeo indicaron que el contacto con el producto no causa irritación.	- Monsanto en Sieneros, 1991.
Respiración	Ratas	- Ratas respirando Roundup en condiciones "forzadas" presentaron una DL <sub>50</sub> de 3 mg L <sup>-1</sup> , lo cual se considera ligeramente tóxico.	- Monsanto en Sieneros, 1991.
Reproducción	Ratas y conejos	- No hubo problemas con el apareamiento, concepción, proceso de alumbramiento y desarrollo de adultos para las siguientes tres generaciones que fueron alimentadas con glifosato continuamente.	- Monsanto en Sieneros, 1991.
Mutagenicidad y genotoxicidad	Ratas y conejos	- Las pruebas han resultado negativas	- Monsanto en Sieneros, 1991.
Peso, alimentación, comportamiento, hematología y orina.	Ratas	- El glifosato técnico fue suministrado en dietas conteniendo 200, 600 y 2000 mg kg <sup>-1</sup> por 90 días. No se encontraron diferencias significativas respecto a los grupos control.	- Sieneros, 1991.
Alimentación	Ratas y perros	- Dietas con 30, 100 300 mg kg <sup>-1</sup> suministradas por dos años. No mostraron efectos adversos.	- Sieneros, 1991.

Aunque los estudios de bioacumulación son pocos, se puede pensar que la acumulación potencial de glifosato en los tejidos de los organismos es mínima. Una de las causas principales de este fenómeno es la alta solubilidad del glifosato en el agua y su baja solubilidad en la grasa (Tooby, 1985). Brondstad y Friestand (1985), establecen que es difícil que el glifosato afecte a los organismos acuáticos en las condiciones establecidas en el ambiente, después de su aplicación así como de bioacumularse en los tejidos de los peces.

Basados en los resultados de una amplia gama de estudios toxicológicos en animales, la EPA concluyó en 1991 que no existe evidencia que el glifosato cause cáncer en humanos. Esta conclusión ubicó al glifosato en la categoría "E" (evidencia de no carcinogenicidad para humanos).

En virtud de que el control químico durante los últimos 30 años ha demostrado sus bondades en otras partes del mundo en términos de eficiencia y seguridad ambiental (Murphy y Barret, 1990), resulta interesante evaluar los productos factibles de aplicar en las condiciones del país. Como resultado de esta inquietud se desarrolló esta investigación en relación con el herbicida glifosato (Rodeo).

### 3.3.5 Integral

El uso de dos o más técnicas de control o de manejo que se utilizan juntas o en serie para disminuir la cantidad de la maleza a niveles bajo el umbral en el cual causan problemas, se ha denominado como control integrado (Vand den Bosch *et al.*, 1971, citado por Murphy y Pieterse, 1990).

Como ejemplo se puede pensar en aplicar un herbicida sistémico o de traslocación a la vegetación arraigada de un canal tal como *Typha spp.* y posteriormente bajar el nivel hasta la sequedad para aumentar la mortalidad de la planta tratada.

Se puede pensar en muchas opciones sobre el control integrado, pero esto depende de la biología y las características de la especie a controlar, los usos del cuerpo de agua, la eficiencia deseada, las facilidades de intervención, la disposición de recursos y personal, así como la disponibilidad de la tecnología de control.

Una parte importante dentro de un control integrado es el factor ecológico. La superficie y crecimiento de la planta depende de muchos factores ambientales de tal manera que el clima y nutrición son limitantes al crecimiento en puntos específicos dentro de su ciclo de vida (Gopal, 1987).

Luu y Getsinger (1988), mencionan que el conocimiento de las estrategias de sobrevivencia puede ser utilizado en el manejo de esta especie ya que se pueden identificar los puntos débiles en su ciclo de vida. Define a estos puntos débiles como el periodo dentro del ciclo de vida cuando las plantas son incapaces de recuperarse

después de que se ha llevado a cabo un método de control. Algunos puntos débiles son por ejemplo la dominancia de plantas pequeñas después del invierno donde los herbicidas de contacto pueden tener mayor efectividad sobre las plantas al estar mayormente expuestas o la baja tasa reproductiva que presenta el lirio en invierno, lo cual permite que el control mecánico sea más eficiente al disminuir el proceso de repoblación. Un mejor entendimiento de estos eventos así como la identificación de los puntos débiles son esenciales para asegurar la efectividad de las técnicas de control actuales (Luu y Getsinger, *op. cit.*).

Tales antecedentes influyeron sobre la decisión para que en este estudio se incluyera la evaluación de la eutroficación de la Presa Requena, en la cual se inició un programa de control mediante la trituración del lirio acuático que se combinó con la disminución del nivel agua e inclusive la desviación de las aguas residuales del segundo tributario más importante. Los antecedentes específicos de este tema fueron presentados en el apartado 3.3.

#### 4. DESCRIPCION DE LAS AREAS DE ESTUDIO.

En este capítulo se describen las principales características de las zonas en las que se realizaron las diferentes actividades programadas para lograr las metas propuestas. Cada subcapítulo inicia con los antecedentes encontrados respecto del problema de infestación y el motivo por el cual fue seleccionada cada área. Posteriormente se presentan los datos sobre su localización, hidrología y clima. Con este mismo orden de ideas, en el capítulo cinco se describe la metodología seguida en cada caso.

En la presa Requena en Hidalgo, se realizó una evaluación de campo para establecer un programa de control mecánico. Se incluyó un estudio de calidad del agua y la determinación del estado trófico del sistema. En la presa Endhó, Hgo. se evaluó la efectividad herbicida glifosato sobre el lirio acuático. Finalmente se realizaron aplicaciones en dos presas del estado de Jalisco (Miraplanes y Trígomil), pretendiendo corroborar los resultados obtenidos a pequeña escala.

##### 4.1 Presa Requena, Hgo.

No se tienen registros escritos en relación con la aparición del lirio acuático en la presa Requena. Ruiz *et al.* (1987), llevando a cabo un estudio sobre el uso de la película infrarroja de falso color, aérea y terrestre para detectar sólidos suspendidos, menciona que la elección de la Presa Requena en 1976 para ese estudio se debió a la casi nula población de lirio acuático.

La presencia de esta pequeña población de plantas y la introducción de aguas residuales hacia la presa por el canal el Salto, el cual conducía las aguas residuales excedentes de la Cd. de México vía Emisor Central, seguramente acentuó el crecimiento de las plantas en el embalse, que por otro lado recibe agua de buena calidad procedente de la Presa Taxhimay, vía río Tepeji. El canal el Salto constituía el 36% del volumen total aportado. La introducción de aguas residuales prosiguió hasta agosto de 1985, alcanzando gastos de  $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  en época de lluvias (SARH, 1976).

Según lugareños, en 1982 la planta se manifestó como maleza. Al igual que en otros cuerpos de agua su establecimiento impidió la navegación, evitó el paso de la luz con la consiguiente disminución de oxígeno disuelto y la modificación de la calidad del agua ocasionó la pérdida de la biota nativa. Además, *Eichhornia crassipes* originó las condiciones favorables para la reproducción de moscos de la familia Culicidae (*Culex* spp.), cuya presencia provocó serios trastornos a los habitantes de Tepeji del Río y poblados circunvecinos.

Ante este hecho, en 1985 la entonces Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, inició las acciones encaminadas al control del lirio acuático, incluyendo medidas como la suspensión de los aportes de las aguas negras del canal El Salto, el manejo del nivel de agua para lograr el secado y quemado de las plantas de las riberas

del embalse y la introducción por parte de un usuario de la presa de la máquina picadora de lirio llamada "El Retador", motivos por los que se trabajo en este sistema.

#### Localización geográfica

La Presa Requena se localiza sobre el río Tepeji, aproximadamente a 60 km a NNW de la Ciudad de México y a 6 km abajo de la población de Tepeji del Río, en el municipio del mismo nombre, en el estado de Hidalgo. Sus coordenadas son 99° 18' 40" de longitud oeste y 19° 57' 40" de latitud norte, con una altitud de 2,110 msnm (SARH, 1971). Pertenecce a la región hidrológica No. 26 (Figura 2).

#### Hidrología

Esta presa fue construida durante el periodo de 1919 a 1922, con una capacidad de almacenamiento de 35 millones de m<sup>3</sup>, rehabilitándose en 1966, con el objeto de regular las aguas del río Tula y las que derivaron del río "el Salto" e irrigar en conjunto con la presa Taxhimay, 6500 ha, del ahora Distrito de Riego 063; por lo tanto, entonces como ahora su función principal es de riego y control de avenidas,

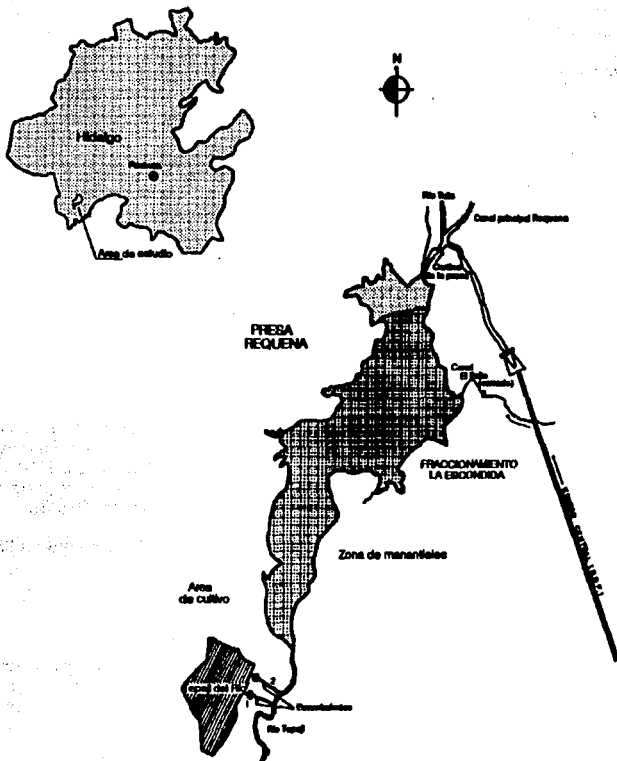
El río Tepeji nace en el cerro de San Pablo o la Bufa a 3,700 msnm, 9 km al NO de San Juan Jiquipilco, Méx. Es conocido sucesivamente con los nombres de río San Jerónimo, y San Luis, el cual llega a la presa Taxhimay. De ahí, la corriente recibe el nombre de río Tepeji y a 2 km aguas abajo son almacenados sus escurrimientos en la presa Requena, la que hasta agosto de 1985 recibía artificialmente aportaciones del río el Salto (aguas negras de la ciudad de México) por el canal del mismo nombre.

El área drenada es aproximadamente de 759 km<sup>2</sup>. Posteriormente la confluencia de los ríos Tepeji y el Salto origina el río Tula cuyos principales formadores son el río Tiaulia y Rosas, hasta llegar al vaso de la presa Endhó (SARH, *op. cit.*, 1973). Pertenecce a la subcuenca del río el Salto; el volumen total al vertedor es de 52.5 millones de m<sup>3</sup> correspondiente a un área de 727 ha. El volumen promedio para el periodo de 1950 - 1986 es de 30.3 ± 8.6 millones de m<sup>3</sup> correspondiente a un área de 542 ha.

#### Clima

Según el sistema de clasificación climática de Köppen, modificado por García (1981), en la presa Requena se presenta un clima templado semiseco con lluvias en verano y escasas a lo largo del año (BS1 Kw (w) ig); las temperaturas promedio anual y mensual son menores a 18°C en el mes más cálido y el porcentaje de precipitación invernal menor de 5; el verano es frío con preponderancia a la existencia en la zona de vegetación xerófila. Las variaciones de temperatura mínima y máxima promedio anual han sido respectivamente 5.8 ± 0.6 y 24.6 ± 0.6 presentándose heladas principalmente de diciembre a marzo. Presenta una precipitación promedio anual de 565.5 mm.

Figura 2. Localización de la presa Requena, Hgo.



#### 4.2 Presa Endhó, Hgo.

La presa Endhó se construyó en 1951 con objeto de mejorar el aprovechamiento para riego de las aguas del río Tula. Más tarde en 1977 fue utilizada como vaso receptor de las aguas negras de la zona metropolitana de la Ciudad de México. El agua de irrigación utilizada para el Valle del Mezquital está constituida en un 76% por aguas negras (Lara y Franco, 1988). El empleo de estas aguas residuales es una consecuencia no prevista ni planificada de las obras de desagüe de área Metropolitana de la Ciudad de México, que se encuentre en una cuenca cerrada y que en forma artificial ha sido ligada al río Tula, integrante de la cuenca del río Pánuco.

A raíz de la introducción de las aguas negras el ecosistema de la presa fue perturbado, comenzando una fuerte invasión de lirio acuático y consecuentemente la disminución progresiva de la biodiversidad hasta su pérdida total. El deterioro de la calidad del agua es uno de los factores más importantes para el desarrollo de la maleza y los mosquitos *Culex* spp. y *Culiseta* spp. (Lara y Franco, *op. cit.*).

Las evaluaciones de efectividad del control del lirio acuático por el herbicida glifosato, fueron realizadas en la presa Endhó en Hidalgo por considerar a este sistema como un cuerpo de agua con una grave problemática de infestación característica de muchos cuerpos de agua del país, que por recibir aportes de aguas negras, reflejan las más altas capacidades reproductiva de la planta en estudio.

##### Localización geográfica

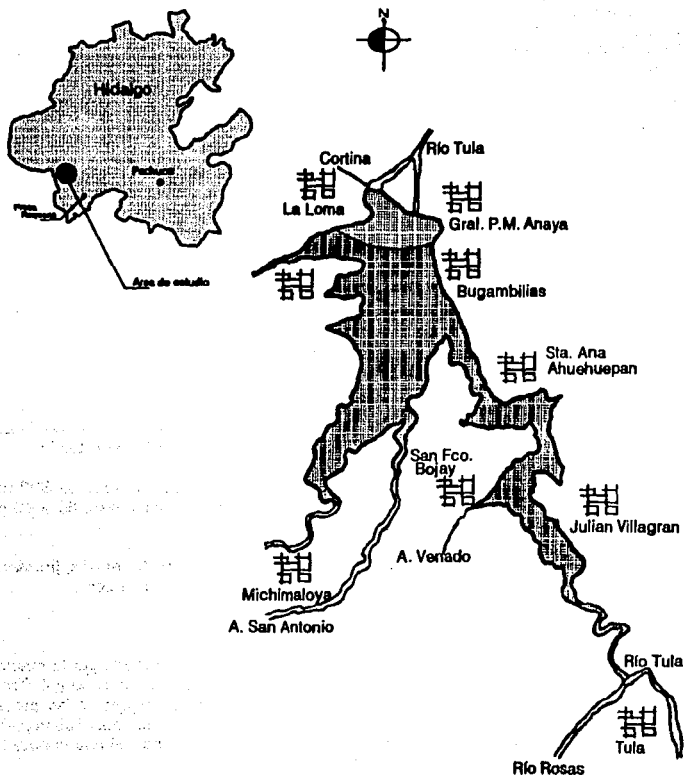
La presa se localiza sobre el río Tula, a 11 km de la ciudad de Tula de Allende, en el municipio del mismo nombre, Hidalgo. Se sitúa geográficamente entre los paralelos 20° 20' 41" y 99° 23' 54" de longitud oeste. La presa se usa para riego del Valle del Mezquital en conjunto con las presas Taxhimay y Requena, ubicadas en la parte alta de la subcuenca. Se encuentra ubicada a una altitud de 2,018 msnm (Fig. 3).

Tiene una capacidad máxima de 183 Mm<sup>3</sup>, 1264 ha de superficie, su profundidad media varía entre 14 y 15 m, sus dimensiones son 10 km de largo y 8 km de ancho máximo (Sánchez, 1988).

##### Clima

El clima según el sistema de clasificación climática de Köppen, modificado por García (1981) es BS1 Kw (w)(i) gw°. Con una temperatura y precipitación promedio anual de 15.8 y 435.9 mm. En general, presenta condiciones muy semejantes a la presa Requena.

Figura 3. Localización de la presa Endhó, Hgo.



#### 4.3 Presas Trigomil y Miraplanes, Jal.

Ayala *et al.* (1993), indican que el intempestivo llenado de la presa hasta el nivel de avenidas máximas extraordinarias, como consecuencia de las torrenciales lluvias de enero de 1992, provocó que no fuera posible retirar la vegetación del cauce, lo cual ocasionó la destrucción de equipo y maquinaria y la infestación de lirio acuático proveniente de la presa Tacotán, ubicada aguas arriba. Se cuenta con el antecedente de que Tacotán antes de la construcción de Trigomil presentaba lirio acuático, desconociéndose desde cuando la maleza apareció en la presa, ya que ésta ha estado operando desde 1957. Asimismo, establecen que la infestación de *Eichhornia crassipes* está íntimamente relacionada con las poblaciones vegetales de la presa Tacotán, debido a que al verter ésta hacia la de Trigomil, le traslada la planta flotante.

En la parte alta de la cuenca se ubica la presa de Miraplanes, la cual se encuentra permanentemente infestada tanto por lirio acuático como de tula (*Typha* spp.) y es de pensarse que la infestación de las presas Tacotán y Trigomil son finalmente consecuencia de la aportación de plantas de este sistema (Figura 4). Esta situación y la solicitud de los usuarios al Gobierno Federal para que la presa Trigomil se limpiara, dio la posibilidad de probar los resultados obtenidos en la presa Endhó a mayor escala, además, se presentaron las condiciones necesarias para en ningún momento poner en riesgo a los pobladores o los usos del agua dada la poca accesibilidad a estos sitios y el compromiso de éstos en participar en las actividades de limpieza.

##### Localización geográfica y características generales.

La presa Trigomil esta situada a 1200 msnm en la cuenca alta del río Armería, subcuenca del Ayuquila en el municipio de Unión de Tula en las siguientes coordenadas geográficas: 19°58'30" de latitud N y 104°22'05" de latitud W.

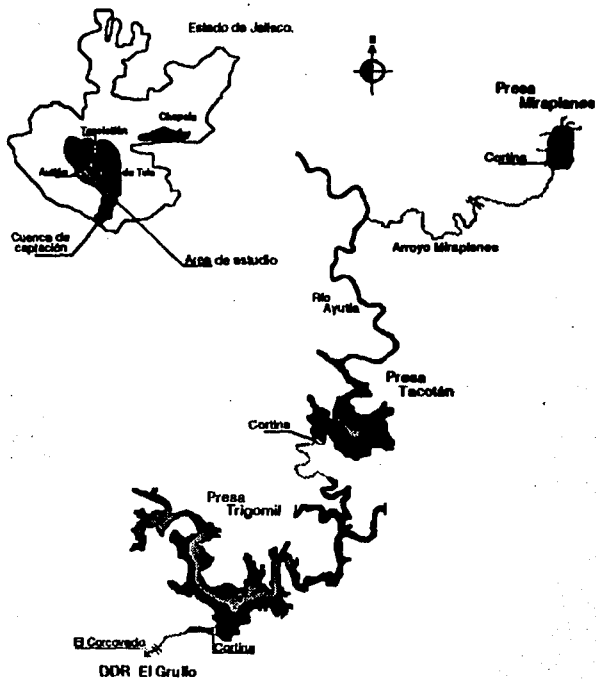
Tiene un volumen total de 324 millones de m<sup>3</sup> correspondiente a un área de 393 ha. Su profundidad máxima puede alcanzar 100 m, teniendo en promedio de 60 a 80 m, dependiendo de la época del año.

Su uso es para control de avenidas y riego de cultivos como maíz, melón, jitomate, frijol, sorgo, garbanzo, cártamo, arroz, alfalfa, caña de azúcar y frutales.

##### Hidrología

El área de la captación de la presa es de 997.9 km<sup>2</sup> y el área drenada por la cuenca (Armería) es del orden de las 9,795 km<sup>2</sup> dentro de los estados de Jalisco y Colima. En la parte alta de la cuenca se incluye además de la presa Trigomil a las presas Miraplanes y Tacotán. La presa Trigomil se encuentra a 18 km aguas abajo de la presa Tacotán y entre Trigomil y el Distrito de Riego el Grullo, existen aproximadamente 25 km de distancia (Figura 4).

Figura 4. Localización de las presas Trigomil y Miraplanes, Jal., en la cuenca del río Ayutla.



## **Clima**

El clima según el sistema de clasificación climática de Köeppen, modificado por García (1981) es (A) Ca (Wo) (W) (I'). Tipo semicálido con temperatura media anual mayor a los 18°C (20.9°C). Subhúmedo con lluvias en verano y porcentaje de precipitación invernal inferior al 5%, con variación de la temperatura durante el año inferior a los 7°C (temperatura media en enero 17.2°C y en junio 20.9°C) con precipitación media anual de 806.5 mm.

## **Presa Miraplanes, Jalisco**

Respecto a la presa Miraplanes no se obtuvo ninguna información como antecedente. El Distrito de Riego el Grullo determinó que tiene un área superficial de aproximadamente 73 ha, de las cuales entre el 100 y 95% están cubiertas por malezas. Las malezas presentes incluyen al lirio acuático y el tule en una proporción de aproximadamente 1 a 1. Este sistema presenta una profundidad máxima no mayor de 2 m y una profundidad promedio de 1 m.

## **Localización geográfica**

Se localiza al suroeste del poblado de Tecolotlán a 104° 11' de latitud norte y 21° 09' de longitud oeste junto al poblado de Miraplanes (Figura 4). Recibe las descargas de aguas residuales tanto del área agrícola como de los poblados de Tenamextlán y Atengo.

Este cuerpo de agua presenta un acelerado proceso de fertilización con una eutroficación avanzada que se manifiesta con un grave deterioro de la calidad del agua. Según los pobladores el embalse no permite una actividad pesquera sostenida debido a la contaminación. Continuamente se presenta mortandad de peces provocadas por las aportaciones orgánicas y por la cubierta de malezas que no permiten el intercambio de oxígeno disuelto, necesario para sus supervivencia (comunicación personal, 1993).

## **5. MATERIALES Y METODOS.**

### **5.1 Presa Requena.**

#### **5.1.1 Evaluación de la biomasa, cobertura y crecimiento del lirio acuático.**

Como parte del seguimiento de las acciones emprendidas para la rehabilitación de la presa Requena, se iniciaron las actividades encaminadas a obtener la información básica que permitiera el establecimiento de un programa de control mecánico de la maleza. Para tal efecto se consideró la variación temporal del área infestada (cobertura), su tasa de crecimiento y su densidad, buscando aprovechar esta experiencia para generar una metodología aplicable a cualquier cuerpo de agua con problemas semejantes.

#### **Biomasa**

El lirio acuático, igual que cualquier población de organismos, tiene características o atributos que lo definen. Una de estas características es la densidad, definida como el número de individuos de la población que existe en una determinada área o volumen (Odum, 1972; Rabinovich, 1980). El efecto que ejerce una población de lirio sobre el ecosistema acuático depende evidentemente de esta característica. El aumento en el número de individuos es indicativo de un incremento en la tasa de conversión de energía provocada por una alta disponibilidad de recursos. El espacio debe influir en una forma parecida. El lirio acuático es un buen ejemplo de una planta introducida al país que cumple efectivamente por el espacio en que crece, aun cuando, como cualquier otra población su densidad está limitada por la acción conjunta de factores físicos, químicos y biológicos.

Respecto a su control, Hutto y Sabol (1986) mencionan que la efectividad de un sistema de cosecha (medido como toneladas o hectáreas cosechadas por hora), depende de la interacción de todos los procesos que intervienen en la operación, y consideran la densidad de las plantas como uno de los factores que más la condicionan. En efecto, la densidad determina la tasa de movimiento de las máquinas a través del sitio de trabajo y el número de cargas que deben transportarse.

La densidad de las plantas influye también en la eficiencia de los herbicidas. En la práctica se ha considerado poco probable obtener un 100% de control del lirio acuático cuando crece en densas infestaciones debido al efecto de pantalla de una planta con otra.

Estas consideraciones indican la necesidad de medir la densidad del lirio en los cuerpos de agua infestados donde se pretenda establecer un programa de control.

La noción de individuo es difícil de precisar en el caso de poblaciones vegetales como el lirio o de otros organismos acuáticos clonales. En tales casos se prefiere utilizar otra variable ponderada que se rija por las mismas consideraciones que para la densidad en lo que se refiere a peso, tamaño y forma de la unidad muestral. La biomasa, o peso seco del material vivo por unidad de área, se estima de la misma manera que la densidad, excepto que en vez de contar individuos se obtiene el peso seco de la especie considerada.

La forma de medir la biomasa de la planta se llevó a cabo pesándola directamente en el campo. Se tomó una pequeña porción de la población y se usó esta muestra para estimar el total. La técnica más aplicada es el muestreo por cuadros de tamaño estándar. El cuadro es simplemente un área de muestreo de cualquier forma y el mecanismo general es en este caso pesar el lirio presente en varios cuadros de tamaño conocido y con ello extrapolar el promedio al área general.

Debido a que en otras evaluaciones se ha obtenido que existe muy poca variabilidad en la relación entre el peso húmedo y el peso seco de esta especie (Bock, 1966) y a que los procesos de control de la misma están dirigidos a remover la materia húmeda, se diseñó un proceso de muestreo estándar para obtener los datos de biomasa en peso húmedo y además submuestras para obtener en el laboratorio el peso seco.

Los recorridos previos permitieron seleccionar los sitios de muestreo, que fueron definidos en función de la accesibilidad del cuerpo de agua y considerando indicadores como áreas de compactación de lirio por el viento, tamaño de los tapetes de plantas, áreas de confinación de la maleza por la morfometría del sistema y otros. Una vez seleccionado el sitio de muestreo se llevó a cabo el siguiente procedimiento:

1. Se colocó un cuadro de un metro cuadrado en el tapete de lirio seleccionado procurando introducirlo lo más posible en dirección a la raíz de las plantas.
2. Se procedió a cortar el lirio con tijeras de jardinero o machete por abajo del perímetro exterior del cuadro, aislándolo en el interior del mismo.
3. Se extrajeron las plantas del interior con la ayuda de bieldos con mangos largos.
4. Se depositaron en costales entretejidos de plástico y se dejaron escurrir de cinco a siete minutos.
5. Se pesaron con un dinamómetro calibrado de  $50 \pm 1$  kg de capacidad para obtener la biomasa en peso húmedo expresada en  $\text{kgm}^{-2}$ .

En la Presa Requena se realizaron 44 determinaciones bajo el procedimiento descrito en el periodo de marzo de 1986 a agosto de 1987, obteniéndose de dos a tres muestras por mes.

Las determinaciones se llevaron a cabo en la parte sur de la presa (mueñe), la parte norte (cortina) y otros en diferentes partes del embalse (Figura 5). En cada estación se muestreó un cuadro suponiendo los otros dos sitios de muestreo, como repeticiones. Los sitios no fueron constantes debido a la accesibilidad, las variaciones de nivel del agua de la presa y del movimiento de los tapetes de lirio.

Se obtuvieron submuestras de 1 kg de peso húmedo para la determinación del peso seco. Este kg se obtuvo pesando la biomasa con una balanza granataria de  $10 \pm 0.025$  kg de capacidad.

Se obtuvo un kg de planta completa. Todos los kilogramos se colocaron en bolsas de plástico y se transportaron al laboratorio para procesarlos de la siguiente forma:

1. Se lavaron con agua para liberarlos de sedimento, organismos, y desechos que no fueron removidos cuando se lavaron al extraerse de la presa.
2. Posteriormente, se secaron en un horno con recirculación de aire a una temperatura de  $105^{\circ}\text{C}$  hasta obtener un peso constante que se alcanza aproximadamente a las 48 horas.
3. El peso final se obtuvo en una balanza granataria de  $610 \pm 0.1$  g de capacidad.

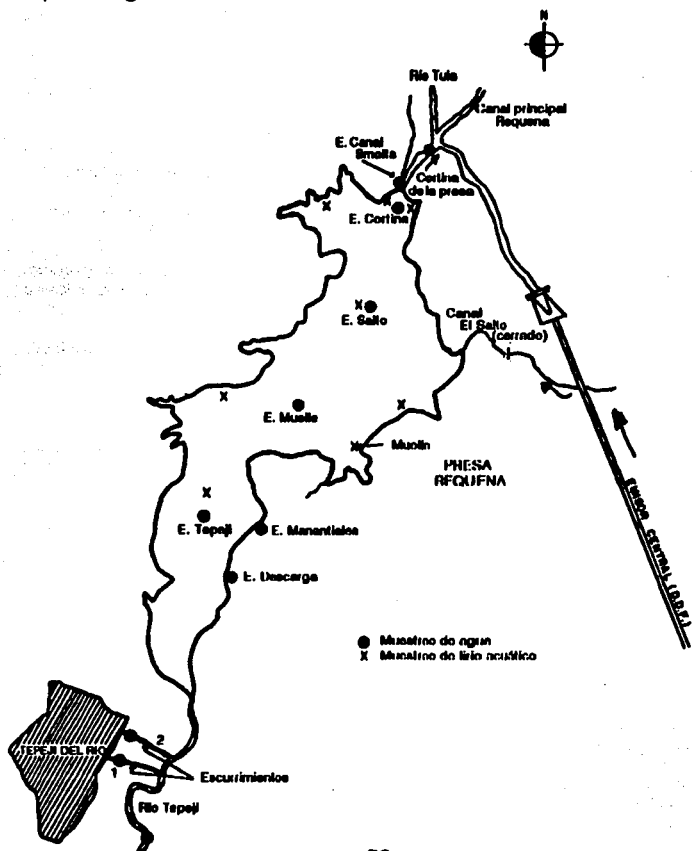
#### Cobertura y biomasa total.

Es conveniente conocer la cantidad total de maleza existente en un determinado sistema, por lo que se utiliza el concepto de cobertura. La cobertura se define como la proporción de espacio ocupado por las partes aéreas de las plantas, tomando una proyección perpendicular al espacio total donde éstas crecen (Brower y Zar, 1977); es decir, es la proporción de un espacio cubierto por la maleza visto desde arriba. De acuerdo a esta definición, el procedimiento seguido para estimar la cobertura y posteriormente la biomasa total existente fue:

1. Desde el punto más alto sobre el horizonte, se ubicaron en forma visual, puntos de referencia lo más cercanos a las costas del embalse; posteriormente, se ubican y localizan en un mapa del sistema.
2. Con ayuda del mapa y los puntos establecidos en él, se estimó el por ciento de la superficie ocupada por el lirio en toda la presa, respecto al área total. Esta determinación es más precisa si se realiza cuando no hay viento, lo que generalmente ocurre antes de las 10 a.m.

El área del embalse en ese momento se estimó registrando el nivel del agua sobre la escala limnética ubicada en la obra de toma. Este dato se utilizó con las tablas que la

Figura 5. Localización de las estaciones de muestreo en la presa Requena, Hgo.



Comisión Nacional del Agua ha generado a partir de levantamientos topográficos, donde a un nivel de escala corresponde un determinado volumen que a su vez corresponde a una determinada área de inundación.

3. La determinación de la biomasa total (B) de la maleza, se obtuvo multiplicando la biomasa promedio por la superficie infestada, de acuerdo a la siguiente relación aritmética:

$$B = M \times H \quad (5.1)$$

Donde

M : biomasa del lirio (Ton ha<sup>-1</sup>)

H : área infestada (ha)

#### Crecimiento

Para el control mecánico el crecimiento es importante, ya que su cuantificación permitirá establecer programas de control que eviten que el lirio nulifique la eficiencia de las máquinas, repoblando las áreas despejadas. La dinámica de crecimiento de la maleza está sujeta a diversos factores, como los nutrientes, clima, espacio y compactación, por lo que el crecimiento varía de lugar a lugar de acuerdo con el clima local y la calidad del agua.

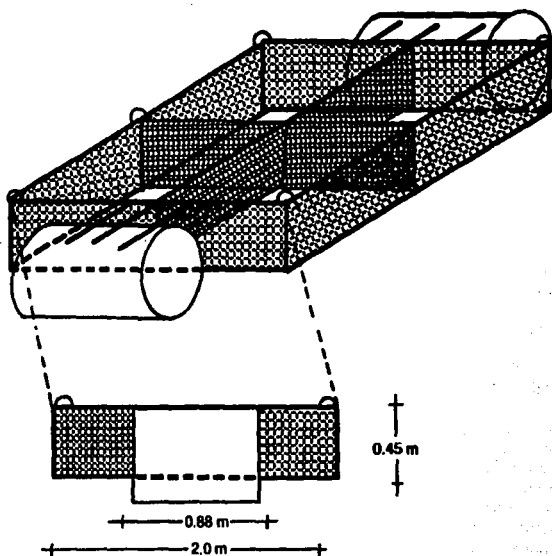
El crecimiento evaluado en el campo se desprende del concepto fisiológico en lugar del utilizado en el crecimiento poblacional. Por tanto, en este estudio se definió al crecimiento como el aumento en peso en un tiempo determinado (Bidwell, 1979).

Si se considera el aumento en peso por unidad de área y por unidad de tiempo, se podrá estimar la productividad, lo que considera más correcto (Westlake, 1963).

La metodología que a continuación se presenta, tuvo como finalidad estimar la productividad, y determinar la capacidad de carga del sistema (biomasa máxima posible por m<sup>2</sup>). Para lograr tal objetivo fue necesario confinar la planta en corrales de área conocida y con una biomasa inicial conocida. Posteriormente, medir el aumento en peso con una determinada frecuencia. Para llevar a cabo este procedimiento se construyeron dos corrales con cuatro subdivisiones de cuatro m<sup>2</sup> cada uno (Figura 6), con lo que se contó en total con ocho áreas de 1 m<sup>2</sup>.

Los corrales de confinamiento del lirio fueron instalados en la cortina de la presa Requena debido a que es un lugar accesible por lancha y no accesible a lugareños, además, es el sitio más profundo que puede permanecer con agua la mayor parte del tiempo dadas las variaciones drásticas de nivel que sufre la presa.

Figura 6. Corrales para confinamiento de lirio acuático.



**Las áreas de confinamiento se manejaron de la siguiente forma:**

**1. Se extrajo todo objeto de su interior.**

**2. Se seleccionaron "ramets" de un mismo tapete, jóvenes, visualmente sanos, sin retoños, sin daños físicos y presentando de 3 a 5 hojas, es decir de tamaño uniforme. El peso promedio corresponde a plantas de 45 g. En etapas de crecimiento iniciales es posible reconocer estas unidades, pero a medida que la población se incrementa el conteo se dificulta, por lo que se decidió utilizar el peso de la biomasa producida.**

**3. Se depositaron 0.250 kg por m<sup>2</sup> de este tipo de plantas (t = 0). El número de ramets por cuadro fue entre 5 y 6.**

**4. Al término de 29 días se obtuvo el peso húmedo de dos m<sup>2</sup>, siguiendo el mismo procedimiento para la determinación de la biomasa por cuadros pero, cosechando y regresando las plantas a la misma área.**

El regreso de las plantas se llevó a cabo con la intención de incrementar el periodo de medición y contar al menos con una repetición de estas determinaciones. Se observó que la fortaleza de las plantas permiten este manejo y que en todo caso se sobrestimaría el crecimiento de la biomasa por la fragmentación de los tapetes, siendo aceptable para el objetivo pretendido.

**5. A los 63, 89 y 125 días se repitió la misma medición pero en cuadros diferentes. La biomasa cosechada a partir de los 125 días no fue regresada a los cuadros correspondientes.**

**6. Las siguientes mediciones se realizaron a los 147, 187 y 216 días pesando la biomasa devuelta para los 29, 63 y 89 días, respectivamente.**

La primera medición se realizó el 16 de julio de 1986 y los 216 días que duró el experimento concluyeron el 17 de febrero de 1987.

El mismo procedimiento pero sin regresar las plantas se siguió para el periodo del 10 de diciembre de 1986 al 17 de marzo de 1987 donde se obtuvieron datos a los 40, 69 y 97 días.

Por último, se determinó el crecimiento durante el periodo del 28 de abril de 1987 al 30 de julio de 1987. Se hicieron evaluaciones de la biomasa a los 14, 48 y 93 días. En esta evaluación se utilizó una biomasa inicial (t = 0) que fue igual a 1.0 kg m<sup>2</sup>.

Los datos se ajustaron al modelo de comportamiento logístico. El propósito fue el de obtener una expresión matemática que permita simular el comportamiento de la biomasa con respecto a una cantidad determinada de control, entendiendo por control la remoción del lirio del cuerpo de agua ya sea por su cosecha o trituración mecánica.

Para fines comparativos se calculó la tasa relativa de crecimiento porcentual (TRC%) diaria y el tiempo de duplicación (TD) de la biomasa, de acuerdo a Mitchell (1974, en Sastroutomo *et al.*, 1978):

$$\text{TRC\%} = \frac{\ln X_r - \ln X_o}{t} \quad (5.2)$$

$$\text{TD} = \frac{\ln 2}{\text{TRC}} \quad (5.3)$$

Donde

$X_o$  : peso inicial.

$X_r$  : peso después de T días.

La TRC% fue calculada para el primer intervalo de medición de cada periodo evaluado.

Ante la imposibilidad de hacerlo en la presa Requena en Hgo., pero con la necesidad de contar con una medida de la capacidad de trituración, se evaluó la eficiencia de la máquina tipo "Retador" que se encontraba trabajando en la laguna de Zumpango, Edo. de Méx., en junio de 1991. Dicha evaluación se llevó a cabo con el siguiente procedimiento:

- Se construyó una red con marco metálico rectangular de 3.15 x 0.90 m con una área de entrada de aproximadamente 2.83 m<sup>2</sup>. La red fue de material plástico, tipo mosquitero, con una abertura de malla de 1 cm.

- Se midió la biomasa de la maleza en el área sujeta a evaluación de acuerdo con el procedimiento anteriormente descrito.

- La máquina "Retador" modelo grande tiene un frente de corte de 4 m. El lirio triturado pasa de adelante hacia atrás por abajo de la máquina por un canal central que en su salida tiene una longitud de 2.8 m. En este hueco se colocó la red con el propósito de capturar la biomasa triturada en un tiempo determinado.

- La máquina en movimiento fue dirigida a tapetes de lirio lo suficientemente grandes para garantizar una trituración continua.

- La red se ubicó en la parte posterior y se determinó su tiempo de llenado. Con este dato se eligió un tiempo menor a la saturación de la misma pero que a su vez fuera una cantidad suficiente para ser cuantificado. El tiempo elegido fue de 15 segundos.

- El material recolectado fue pesado con el mismo procedimiento utilizado en las mediciones de biomasa de la presa Requena.

### **5.1.2 Evaluación de la eutroficación y calidad del agua.**

**Los métodos y procedimientos utilizados relativos al muestreo y análisis de agua está de acuerdo con Castagnino (1982). En la Tabla 12 se anota la información mínima necesaria para la aplicación del modelo matemático de eutroficación de lagos cálidos (ver 3.1.).**

Se establecieron 10 estaciones de muestreo (Figura 5): cuatro en la presa, una en cada una de las tres principales descargas detectadas, una en el escurrimiento de un manantial, una en el río Tapejí (afluente) y una en el efluente. Las muestras en el afluente fueron compuestas (margen derecho, izquierdo y centro). Dentro de la presa se obtuvieron muestras a dos profundidades y en dos sitios se obtuvo el perfil de oxígeno y temperatura. La frecuencia fue mensual de marzo a noviembre de 1987, siendo quincenal en agosto y octubre para captar los aportes por lluvia.

En cada estación de muestreo se obtuvo: temperatura del agua, pH, profundidad total, y de disco de Secchi. Las muestras para el perfil de temperatura y oxígeno (botella Winkler) se obtuvieron a medio metro (superficial) y a cada metro o dos metros y a medio metro del fondo.

Para la selección de las estaciones en el vaso se efectuó un muestreo preliminar midiendo longitudinalmente la conductividad eléctrica y siguiendo el criterio de Rast y Lee (1978, en Castagnino 1982), respecto a la homogeneidad del cuerpo de agua considerando que diferencias de  $50 \mu\text{mhos cm}^{-1}$  son indicativos de condiciones diferentes, existiendo la necesidad de establecer otro punto de muestreo.

Se obtuvieron dos tipo de muestras:

#### **Muestra superficial**

Las muestras superficiales se obtuvieron de acuerdo con Castagnino (1982), mediante el método de columna (con manguera con peso inferior abierta en el fondo y con cierre en la superficie). Las muestras se recolectaron abarcando desde la superficie del agua hasta dos veces la profundidad del disco de Secchi.

#### **Muestra profunda**

Mediante botella Van Dorn a medio metro arriba del fondo.

En ambas se determinó de acuerdo con APHA *et al.*, (1985): pH, turbiedad, color, demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ), demanda química de oxígeno (DQO), fósforo (P-total), nitrógeno (N-orgánico,  $\text{N-NH}_3$ ,  $\text{N-NO}_2$ ,  $\text{N-NO}_3$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4$ ), dureza total ( $\text{CaCO}_3$ ), alcalinidad total ( $\text{CaCO}_3$ ), conductividad, sólidos suspendidos fijos y volátiles y clorofila "a", según Lorenzen (1967).

**Tabla 12. Información mínima requerida para el empleo del modelo matemático de eutroficación de lagos cálidos \*.**

---

**A) En las corrientes (tributarios y efluente)**

- Gasto o caudal
- Calidad del agua
  - Fósforo (total y orto)
  - Nitrógeno (orgánico, nitrato, nitrito y amoniacal)
  - pH
  - Conductividad
  - Temperatura

**B) En el cuerpo de agua (lago o embalse)**

- Área de inundación
- Volumen
- Profundidad (media y máxima)
- Calidad del agua
  - Fósforo (total y orto)
  - Nitrógeno (orgánico, nitrato, nitrito y amoniacal)
  - pH
  - Conductividad
  - Temperatura (perfil)
  - Oxígeno disuelto (perfil)
  - Clorofila "a"
  - Disco de Secchi

**C) En la cuenca**

- Clima
    - Temperatura
    - Precipitación
  - Área de drenaje
  - Extensión del área de captación
  - Uso del suelo y vegetación
  - Subcuencas
  - Geología y edafología
  - Socioeconómica: demografía (principales localidades), aguas residuales, ganadería, agricultura e industria.
- 

\* Fuente: Castagnino, 1982; Limón 1986.

Con el propósito de determinar la influencia del aporte de materia orgánica a los sedimentos por la trituración del lirio acuático, se tomaron también muestras de éstos, mediante una draga Van Been modificada.

La determinación de materia orgánica se realizó por medio del método de pérdida por ignición a 500°C durante 4 h que es una técnica propuesta por Dean (1974), modificada de acuerdo con Hirota y Szyper (1975).

Para tributarios, descargas de aguas residuales y efluente se determinó: temperatura, pH, oxígeno disuelto, turbiedad, DBO<sub>5</sub>, DQO, P-total, N-orgánico, N-NH<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>, dureza total (CaCO<sub>3</sub>), alcalinidad total (CaCO<sub>3</sub>), conductividad, sólidos y gasto por el método de sección y velocidad (molinete contrastado, flotador) o volumétrico de acuerdo con Pacheco (1982).

## 5.2 Presa Endhó

Las evaluaciones de efectividad del control del lirio acuático por el herbicida glifosato, fueron realizadas en la presa Endhó en Hgo. por considerar a este sistema como un cuerpo de agua con una problemática de infestación que se caracteriza por contener plantas vigorosas y con una alta disponibilidad de nutrientes que se refleja en una alta capacidad reproductiva. Son pocas las investigaciones de este tipo que se han llevado a cabo bajo las condiciones de los sitios de aplicación, por lo que esta evaluación intenta incorporar dicha información a la toma de decisiones sobre el uso del producto.

La selección del herbicida glifosato se fundamentó entre otras cosas, por sus características toxicológicas, alta solubilidad y corta vida media en el agua, rápida inactivación por sólidos suspendidos en el agua y en sedimento, así como por su acción sistémica en las plantas que permite detener el crecimiento de plantas estoloníferas como el lirio acuático.

### 5.2.1 Efectividad del herbicida glifosato.

Para llevar a cabo esta evaluación fue necesario disponer de un dispositivo de confinamiento de la macrófita, el cual permitiría realizar tanto la aplicación del producto como las evaluaciones del efecto fitotóxico sobre la maleza. Para ello, se utilizó la misma instalación descrita para medir el crecimiento de la planta en estudio. Las características de diseño se muestran en la Figura 6, el cual consiste básicamente en corrales con mecanismos de flotación que contienen un área de 4 m<sup>2</sup> con divisiones internas que limitan las áreas de 1 m<sup>2</sup>.

Se introdujeron 8 corrales de confinamiento en la Presa Endhó en Hgo. en el lugar conocido como Barranca del Chivo, localizada al SE de la presa a 5 km del poblado de Xiteja de Zapata. Los corrales se colocaron en serie sostenidos por un cable de nylon de lado a lado de la barranca. Esto hizo posible contar con 32 m<sup>2</sup> de prueba.

Se incorporaron plantas de lirio acuático correspondientes a 10, 20, 30, y 40 kg m<sup>2</sup> por duplicado y al azar. Se determinaron además de la biomasa algunas de las características morfométricas de las plantas como el área foliar, longitud máxima, número de hojas y número de individuos. Estas estimaciones se obtuvieron analizando una muestra de 17 kg realizándose las determinaciones kilo por kilo. Una vez incorporadas las plantas al sistema experimental permanecieron por un período de dos semanas con el propósito de habituarlas a las condiciones de prueba.

Se efectuaron dos tratamientos con glifosato, uno correspondiente a 5 L ha<sup>-1</sup> (2.38 kg ha<sup>-1</sup>) y otro de 7 L ha<sup>-1</sup> (3.33 kg ha<sup>-1</sup>), dejando un grupo como lote testigo (sin herbicida). Las concentraciones de aplicación se prepararon con base en los valores descritos en la etiqueta del envase del herbicida proporcionado por la Cía. Monsanto, la cual presenta los siguientes datos: Ingredientes activo (%) = 53.48, Ingredientes inertes (%) = 46.52, densidad específica a 25°C = 1.204, Actividad (g L<sup>-1</sup>) = 642.6, pH = 4.7. Siguiendo las recomendaciones del fabricante se añadió el surfactante AGRI-DEX<sup>®</sup>, preparándose las mezclas con agua del grifo momentos antes del tratamiento.

La aplicación se realizó en junio de 1989 mediante un atomizador manual correspondiendo a un volumen de mezcla de 80 L ha<sup>-1</sup>. El testigo fue cubierto con plásticos en el momento del tratamiento. Posteriormente a la aplicación se llevaron a cabo evaluaciones de efecto a los 9, 19, 33, 51, 72 y 94 días del tratamiento.

Las evaluaciones de efecto fueron cualitativas y se realizaron de acuerdo con el sistema de clasificación para pruebas de efectividad y tolerancia propuesto por el *Australian Weed Committee* (1979). Esta clasificación consta de 11 posibles categorías diferenciadas por porcentajes de efecto, donde la puntuación más baja indica ningún efecto fitotóxico o ningún control y la más alta mortalidad o 100% de control (Tabla 13).

#### 5.2.2. Evaluación de toxicidad.

Por razones de consistencia, conveniencia y control de resultados, las pruebas de toxicidad son un procedimiento objetivo para el control y vigilancia de las sustancias tóxicas (CEPIS, *et al.*, 1989), por lo que representan un criterio formal para la identificación del grado de toxicidad relativa del herbicida glifosato (Rodeo en USA, Defensa en México). Las pruebas de toxicidad son usadas para detectar y evaluar los efectos tóxicos potenciales de sustancias específicas o efluentes líquidos industriales sobre los organismos acuáticos. Se debe anotar que los efectos no son necesariamente dañinos. Una función fundamental de estas pruebas es identificar materiales que pueden tener efectos adversos sobre las comunidades acuáticas.

**Tabla 13. Sistema de clasificación de efectos fitotóxicos para pruebas de efectividad \*.**

<b>% De efecto</b>	<b>Efectos</b>
0	Ninguna evidencia
10	<b>Despreciable:</b> decoloración, torcimiento, deformación y/o escaso efecto al crecimiento.
20	<b>Ligero:</b> decoloración, deformación y/o claro efecto al crecimiento.
30	<b>Daño moderado:</b> moderada decoloración, marcada deformación y/o disminución en el crecimiento. Posible recuperación.
40	<b>Daño sustancial:</b> mucha decoloración, deformación y decrecimiento; algún daño posiblemente irreversible.
50	La mayoría de las plantas dañadas, muchas irreversiblemente; alguna necrosis; decoloración y deformación severa.
60	Casi todas las plantas dañadas, algunas plantas muertas (< 40%), necrosis; decoloración y deformación sustancial.
70	<b>Severo:</b> Plantas muertas entre un 40 y 60%; necrosis y deformación.
80	<b>Muy severo:</b> La mayoría de las plantas muertas (60-80%); en las restantes necrosis y decrecimiento.
90	El restante 20% mostrando decoloración y deformación permanente o desecación.
100	Pérdida completa de las plantas.

\* Fuente: Australian Weed Committee, 1979.

Una prueba de toxicidad es un procedimiento experimental que se realiza con organismos en condiciones controladas, con la finalidad de estimar, tan precisamente como sea posible, el intervalo de concentraciones que producen alguna respuesta seleccionada de efecto dañino, la cual sea fácilmente detectable y cuantificable en un periodo definido de exposición. En otras palabras, es la medida de la respuesta de daño que presentan los organismos al ser expuestos a una o varias sustancias en un tiempo determinado (APHA *et al.* 1976; Gutiérrez, *et al.*, 1989).

El parámetro aceptado para medir la toxicidad relativa de una sustancia es el valor de la concentración letal media ( $CL_{50}$ ), la cual es una estimación estadística de la cantidad de dicha sustancia que se requiere para matar al 50% de una población de organismos de prueba. En términos generales, las técnicas seguidas para la determinación de la toxicidad aguda del herbicida está de acuerdo a APHA, *et al.*, (op. cit), Peltier (1978), Gutiérrez (1983) Peltier y Weber (1985) y Gutiérrez *et al.*, (1990), principalmente.

En este estudio se seleccionó a *Cyprinus carpio* como organismo de prueba en la evaluación de la toxicidad del glifosato debido a la sensibilidad que presenta y a su amplia distribución, producción y consumo en el país. A su biotecnología de cultivo desarrollada, fácil obtención y manejo, gran adaptabilidad a diversas condiciones ambientales, aclimatación al laboratorio; aceptabilidad de alimentos artificiales y crecimiento eficiente bajo condiciones controladas (Gutiérrez, 1983).

La otra especie seleccionada fue *Daphnia magna* porque ha demostrado tener sensibilidad a éste y a una gran variedad de tóxicos (Ten Berger, 1978), por su distribución geográfica cosmopolita (Dinges, 1973), su importancia ecológica y su relativa facilidad de cultivo en el laboratorio, así como los datos disponibles sobre su historia de vida (Leeuwangh, 1978; Buikama *et al.*, 1982).

Las pruebas de toxicidad tienen una estructura experimental, la cual permite validarlas y, por ende, comparar sus resultados. Dentro de los preceptos básicos que fueron considerados, tomando en cuenta las técnicas recomendadas, cabe mencionar:

1) Una fuente adecuada de organismos de prueba aclimatados a las condiciones de laboratorio.

El lote de peces fue obtenido en la piscifactoría de Tezontepec de Aldama en el Estado de Hgo., donde es posible obtenerlos de la misma edad. En el centro acuícola, los juveniles fueron capturados de los estanques por medio de redes, seleccionando un lote de aproximadamente 370 individuos, de preferencia menores de 8 cm de longitud total o 5 g de peso, según la recomendación de Peltier (1978). Los organismos se introdujeron en una bolsa de plástico que contenía agua del mismo estanque de donde fueron capturados. Se inyectó oxígeno hasta que la bolsa quedó completamente llena de gas, se amarró con ligas y se procedió a su transporte al laboratorio, el cual se

acondicionó en la presa Rojo Gómez, a una hora y media del centro acuícola.

Los organismos se obtuvieron nueve días antes de iniciarse el experimento ya que es necesario su adaptación al laboratorio. Daños en el transporte y condiciones de laboratorio inadecuadas, se ponen en evidencia con una mortalidad en el período de aclimatación mayor al 5% , sin embargo este no fue el caso. El agua en la cual los peces fueron posteriormente aclimatados se obtuvo de la presa Vicente Aguirre, Hgo., para lo cual se transportó al sitio de prueba un volumen aproximado de 700 L mediante tambores de 250 L de capacidad. La presa Vicente Aguirre está ubicada sobre el río Alfajayucan, aproximadamente a 5 km aguas abajo de la población de Alfajayucan. Recibe los aportes de la presa Rojo Gómez después de recorrer una distancia de aproximadamente 12 km en un canal abierto que desemboca al embalse. El uso que tiene es de riego y desde hace algunos años tiene fines pesqueros, aun cuando recibe aguas negras vía D.F.- presa Endhó - presa Rojo Gómez - Vicente Aguirre. La Secretaría de Pesca, desde la década pasada siembra crías de carpa y tilapia en el embalse, los cuales cultiva en la unidad de Tezontepec de Aldama, Hgo.

La bolsa en que se transportaron los organismos se colocó dentro de un acuario de 200 litros de capacidad (previamente tratado con una solución de cloro comercial al 5%), el cual contenía el agua transportada de la presa Vicente Aguirre en un volumen equivalente a 150 litros. Con el propósito de evitar cambios bruscos de temperatura, se dejó la bolsa hasta que alcanzó la temperatura del agua externa; enseguida, se extrajo cuidadosamente, introduciendo los peces al agua del acuario.

A los peces les fue suministrado alimento comercial, una vez cada 2 días, dejándose de hacer 48 horas antes de la prueba, debido a que éste puede interactuar con el herbicida, modificar la calidad del agua o los subproductos metabólicos interferir en la evaluación. Se llevaron a cabo observaciones del estado general en el acuario de aclimatación, evitándose cualquier estrés adicional. El tanque de aclimatación fue aireado por medio de bombas de acuario y difusores de piedra. El agua del acuario de aclimatación fue cambiada cada 3 días en 60% de su volumen, para evitar la acumulación de los desechos metabólicos de los propios organismos de prueba.

Respecto a la población de *Daphnia magna*, ésta fue obtenida a partir de un lote de organismos adultos donados por la Universidad Autónoma Metropolitana (Iztapalapa). Fueron transportadas al laboratorio mediante bolsas de plástico. El procedimiento requirió que el agua de aclimatación fuera saturada de oxígeno mediante su aireación 24 horas antes. Los adultos se transportaron en bolsas con 1 L de agua, no dejando espacio entre la bolsa y el agua, la cual se cerró con ligas. Una vez en el laboratorio, los organismos fueron aclimatados a la temperatura y al agua de dilución, cambiándolos del agua de transporte al agua de cultivo. El cambio se realizó lentamente intercambiando 5% del agua de transporte por agua de dilución, cada 10 o 15 minutos. No se presentó una mortandad mayor de 5% en las primeras 24 horas o más.

El cultivo de *Daphnia* se inició con una población de 10 hembras grávidas alimentadas con un cultivo puro del alga *Ankistrodesmus falcatus*, cultivada también en laboratorio.

Posteriormente a la aclimatación, se colocaron de 3 a 5 hembras en vasos de precipitados de 100 a 250 mL con una proporción de alimento de 40 mL del cultivo de algas por cada litro de agua. Con buenas condiciones, de 2 a 5 días después, las hembras ya expulsaron a las crías, las cuales pueden empezar a ser separadas fácilmente.

Se utilizaron en la valoración neonatos (8 a 24 horas de nacidos) de la tercera generación. Los procedimientos del cultivo tanto de la *Daphnia* como del alga *Ankistrodesmus* se describen en detalle en Gutiérrez, et al., (1989). El ciclo de vida de *Daphnia* que se sigue en el laboratorio se presenta en la Figura 7.

En el periodo de aclimatación se realizaron determinaciones de alcalinidad total ( $\text{CaCO}_3$ ), dureza total ( $\text{CaCO}_3$ ), oxígeno disuelto, pH, temperatura y conductividad con la finalidad de conocer la calidad del agua. Estas determinaciones son importantes ya que indican condiciones anormales que pueden provocar mortandades de organismos, además de ser datos que pueden ser comparados con aquellos obtenidos en cada acuario de experimentación y con las evaluaciones de otros estudios.

## 2) La utilización de agua no contaminada y calidad aceptable.

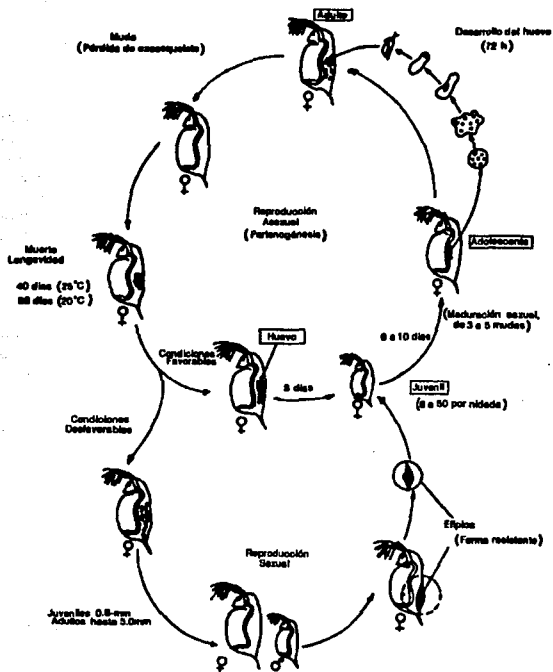
Para la prueba con *Cyprinus carpio*, el agua de aclimatación, así como aquella necesaria para preparar las concentraciones de prueba, se obtuvo de la presa Vicente Aguirre. El criterio de selección de esta agua se basó en el hecho de que esta presa sustenta un desarrollo acuícola de carpas, lo que de alguna manera aseguraba su sobrevivencia en el laboratorio. Además, se pretendía probar el comportamiento tóxico de la sustancia en condiciones similares a los sitios de aplicación.

Para el caso de la *Daphnia* el agua utilizada durante el periodo de aclimatación y la utilizada para preparar las concentraciones de prueba, fue preparada en el laboratorio de acuerdo con USEPA (1985). Se utilizó agua desionizada para todo el procedimiento. El tipo de agua preparada presenta un pH entre 7.6 y 8.0, dureza y alcalinidad de 160 a 180 y 110 a 120  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente.

## 3) Un sistema experimental sin la presencia de materiales tóxicos.

Todo el material que se utilizó en las pruebas fue lavado de la siguiente manera: agua y detergente, ácido nítrico al 30% para remover metales y bases y acetona para remover cualquier compuesto orgánico. En cada tratamiento el enjuague se realizó con agua de la llave y por último con agua de la presa Vicente Aguirre, para el caso de la prueba con peces y con agua destilada para el caso de *Daphnia*.

Figura 7. Ciclo de vida de *Daphnia magna* (Gutiérrez et al., 1990).



**4) Una selección adecuada de concentraciones, número de organismos por tratamiento y volumen de solución de prueba.**

Una vez aclimatados los organismos, se procedió a exponerlos a diferentes concentraciones del herbicida ya que esta exposición conjuntamente con la cuantificación de la respuesta generada, es la que permite obtener, si existe, la concentración letal media ( $CL_{50}$ ) del herbicida glifosato y a final de cuentas establecer conclusiones acerca del efecto adverso hacia los organismos e indirectamente al ecosistema. La descripción de cada prueba en particular se presenta a continuación:

#### **Peces**

Para llevar a cabo esta evaluación se consideró incluir dentro del diseño experimental algunas de las características principales de una posible aplicación a gran escala en la presa Rojo Gómez, Hgo. Esta presa almacena aguas provenientes de la presa Endhó, vía Canal del Centro. Se localiza sobre el río Alfajayucan, a 10 km aguas arriba de la población del mismo nombre. Tiene una capacidad total de 50 millones de  $m^3$  con una superficie de 320 ha. El uso que tiene es para riego y desfoga agua que se almacena en la presa Vicente Aguirre. La cobertura del lirio en la presa Rojo Gómez varía en el año de un 80 a 100% de infestación.

El ámbito de concentraciones para utilizar en la prueba se seleccionó con base en la estimación de la concentración esperada en la presa Rojo Gómez, después de la aplicación de glifosato. Esta estimación requirió de la siguiente información: cantidad del herbicida a utilizarse por hectárea, la tasa de aplicación de glifosato, el volumen y superficie del agua en el embalse al momento de la aplicación y las características de concentración del producto.

Se consideró también, que en todo el cuerpo de agua se aplicaría el herbicida y que todo llegaría a la columna de agua, suponiendo una mezcla completa. Bajo estas consideraciones, el cálculo de la concentración de glifosato esperada en el sistema, se obtuvo de la siguiente manera:

Si

A : área del embalse = 267 ha

B : tasa de aplicación de RODEO = 7 L  $ha^{-1}$

C : cantidad total de herbicida = 1869 L.

D : concentración del ingrediente activo = 642 690.0 mg  $L^{-1}$  (sal) y 476060.0 mg  $L^{-1}$  (ácido).

E : volumen de agua en la presa = 38 X 10<sup>9</sup> L.

Entonces

$$\text{Concentración esperada} = \frac{(D) (C)}{E} \quad (5.4)$$

$$= \frac{642\,690 \text{ mg L}^{-1} \times 1869 \text{ L}}{38 \times 10^6 \text{ L}} = 0.032 \text{ mg L}^{-1} \text{ para la sal ó}$$
$$0.0234 \text{ mg L}^{-1} \text{ para el ácido.}$$

Con este dato, se obtuvieron dos concentraciones por abajo de este nivel, multiplicando por 0.5, y dos concentraciones por arriba del mismo, dividiendo por 0.5, siendo entonces que las concentraciones probadas fueron: 0.128, 0.164, 0.032, 0.016 y 0.008 mg L<sup>-1</sup>. Las concentraciones más altas de 0.128 y 0.064 corresponden a tasas de aplicación de glifosato de 28 y 14 L ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Para preparar las diferentes concentraciones se siguió el método de dilución múltiple. De la solución madre del herbicida glifosato se tomó 1 mL, y se aforó con agua destilada en un matraz de 2 litros, produciendo una solución con una concentración de 321.3 mg L<sup>-1</sup>; de esta concentración se tomaron 5 mL. Esta se llevó a 2 litros en otro matraz aforado, obteniéndose una concentración de 0.8 mg L<sup>-1</sup>.

Con la solución estándar de 0.8 mg L<sup>-1</sup> se prepararon las concentraciones de prueba, utilizando como agua de dilución la proveniente de la presa Vicente Aguirre.

Las proporciones hechas corresponden a los siguiente volúmenes:

Concentración (mg L <sup>-1</sup> )	Volúmenes de agua de dilución (mL)	Volúmenes de la sol. estándar (mL)
0.128	16 800	3 200
0.064	18 400	1 600
0.032	19 200	800
0.016	19 600	400
0.008	19 800	200

El herbicida (solución estándar), se añadió al agua de dilución (agua de la presa Vicente Aguirre) y posteriormente se mezcló.

Para este caso se utilizaron acuarios de vidrio de 37.5 L de capacidad. El volumen de prueba fue de 20 litros para todas las concentraciones. Se utilizó una biomasa de peces de aproximadamente 0.19 g L<sup>-1</sup> de agua, siendo una relación adecuada de peso/volumen de acuerdo con el criterio de Peltier y Weber (1985), quienes recomiendan un valor no mayor de 0.8 g L<sup>-1</sup>.

El sistema experimental estuvo compuesto por 12 acuarios los cuales contenían 5 concentraciones y el testigo (únicamente peces y agua de la presa Vicente Aguirre) por duplicado. Los recipientes se distribuyeron aleatoriamente para evitar que a la hora de introducir los peces se tuviera alguna tendencia hacia las concentraciones más altas o más bajas.

Los peces fueron capturados del acuario de aclimatación y transferidos a los recipientes de prueba por medio de redes, en un periodo de 30 minutos. Se introdujeron 10 peces en cada acuario por lo que por concentración se expusieron un total de 20 organismos. Todos los peces fueron introducidos aleatoriamente, uno a uno hasta completar el número deseado por concentración.

Se realizaron observaciones de efecto a los siguientes tiempos: 0.5, 1, 2, 4, 8, 24, 48, 72 y 96 horas de exposición. El agua en cada acuario permaneció las 96 horas de exposición. El agua de dilución permaneció aireada como mínimo 24 horas antes del inicio de la prueba, evitando el abatimiento de oxígeno al inicio de la misma. Después de 24 horas los acuarios fueron aireados en periodos de 8 a 12 horas al día.

La respuesta a detectar fue la muerte o algún comportamiento que indicara efectos sobre la población de prueba, tales como sangrado, nado errático o pérdida del equilibrio, entre otros.

En el transcurso de la prueba de cada acuario se tomaron muestras para determinar oxígeno disuelto, conductividad (diario), alcalinidad total ( $\text{CaCO}_3$ ), dureza total ( $\text{CaCO}_3$ ) y pH (al inicio y al final). Los parámetros se estimaron de acuerdo con APHA *et al.*, (1985). Para el caso del pH y la conductividad se utilizó el método potenciométrico y conductimétrico.

Al finalizar la evaluación se procedió a pesar y medir cinco peces de cada recipiente de prueba para obtener las características generales de la especie utilizada.

#### *Daphnia magna*

La duración de la prueba para dafnidos está estandarizada a 48 horas de exposición. El tipo de prueba fue estática y el criterio medido para la determinación de la concentración letal media ( $\text{CL}_{50}$ ) fue la pérdida de movimiento del cuerpo o apéndices del organismo de prueba, inclusive al ser trasladados a agua limpia.

Las soluciones de prueba abarcaron un ámbito de concentración de 0.1 a 1000 mg  $\text{L}^{-1}$ . El agua de dilución utilizada fue preparada en el laboratorio y fue la misma que se utilizó en el cultivo.

Cada concentración se preparó en cantidad suficiente para proveer el volumen requerido en la prueba misma, así como para los análisis necesarios. El contenido de

oxígeno disuelto fue verificado en el agua de dilución. Cuando está por debajo del 40% del nivel de saturación, es necesario airear la solución hasta la saturación. Una vez preparada las concentraciones se colocan las alícuotas en los recipientes de prueba, los cuales son dispuestos al azar. El volumen que sobra de cada concentración es utilizado para los análisis químicos.

De esta manera, se tienen 12 vasos de precipitados con cuando menos 100 mL de solución de prueba incluyendo el testigo todo por duplicado. Se expusieron a cada concentración de prueba a 20 organismos, es decir, se colocaron 10 neonatos en cada recipiente de exposición.

Los organismos fueron capturados mediante pipetas que tienen un diámetro de entre 4 y 8 mm. La distribución en los vasos fue al azar. Por esta razón, se tuvieron a los adultos productores de las crías separados en pequeños lotes (3 a 5), de donde son extraídos fácilmente (quedando únicamente las crías).

La temperatura en las soluciones de prueba se mantuvo sin variaciones bruscas ( $\pm 2^\circ\text{C}$ ), debido a que fueron realizadas en un cuarto a temperatura constante. Un resumen de las condiciones de prueba se presenta en la Tabla 14.

La determinación de la concentración letal media se realizó mediante el método de promedios móviles propuesto por Dryer (1985). Se tuvo una mortalidad menor al 10% en los testigos por lo que las condiciones de laboratorio fueron las adecuadas.

El herbicida glifosato fue evaluado de acuerdo con el criterio de persistencia de Peltier y Weber (1985), mediante pruebas de toxicidad con *Daphnia magna* para soluciones preparadas y almacenadas durante 48, 96 y 192 horas.

### 5.3 Presa Trígomil y Miraplanes, Jal.

La presa Trígomil fue inaugurada en enero de 1993; sin embargo, para esa fecha la infestación por lirio acuático ya era alarmante, situación que provocó que los usuarios de este embalse ubicado en el sistema Miraplanes-Tacotán-Trígomil, solicitarán al Gobierno Federal su intervención para la solución de este problema. Así, se presentó la posibilidad de evaluar al control químico de la maleza mediante el herbicida glifosato ya que se presentaban las siguientes condiciones:

1. No existen poblados y cultivos importantes en los 5 km a la redonda y la actividad humana y ganadera era factible de ser controlada.
2. Por la topografía del sistema es de difícil acceso y el distrito de riego que utiliza el agua se encuentra a aproximadamente 15 km de distancia, además la obra de toma se localiza a cuando menos 20 m de profundidad.

**Tabla 14. Condiciones de prueba de *Daphnia magna***

---

<b>1. Temperatura</b>	<b>23 ± 2° C</b>
<b>2. Luz</b>	<b>Iluminación del laboratorio</b>
<b>3. Fotoperiodo</b>	<b>8 h - 16 h luz 24 h<sup>1</sup>.</b>
<b>4. Tamaño mínimo de los recipientes de prueba</b>	<b>Vasos de precipitados de 100 mL</b>
<b>5. Volumen mínimo de la solución de prueba</b>	<b>80 mL</b>
<b>6. Edad de los animales de prueba</b>	<b>4 - 24 horas (neonatos)</b>
<b>7. Número de animales por recipiente</b>	<b>10</b>
<b>8. Número de duplicados por concentración</b>	<b>2</b>
<b>9. Número total de organismos por concentración</b>	<b>20</b>
<b>10. Alimentación</b>	<b>Ninguna</b>
<b>11. Aereación</b>	<b>Ninguna</b>
<b>12. Duración de la prueba</b>	<b>48 horas</b>
<b>13. Efecto medido</b>	<b>Mortalidad. Ningún movimiento de los apéndices al estímulo leve.</b>

---

3. La profundidad total mayor a 40 m permitía evaluar el comportamiento tanto de la calidad del agua como de los residuos en la columna de agua.

4. La existencia de condiciones adecuadas para las maniobras operativas.

5. La cooperación de los usuarios para participar en las maniobras operativas en el momento de la remoción de la maleza a gran escala y su compromiso de hacerse cargo del mantenimiento con el apoyo del gobierno.

La presa Miraplanes fue parte de la evaluación debido a que es aportadora de lirio a la presa de Trígomil y se consideró importante controlar el problema a nivel cuenca como una estrategia esencial en ésta y otro tipo de situaciones.

### 5.3.1 Programa de control

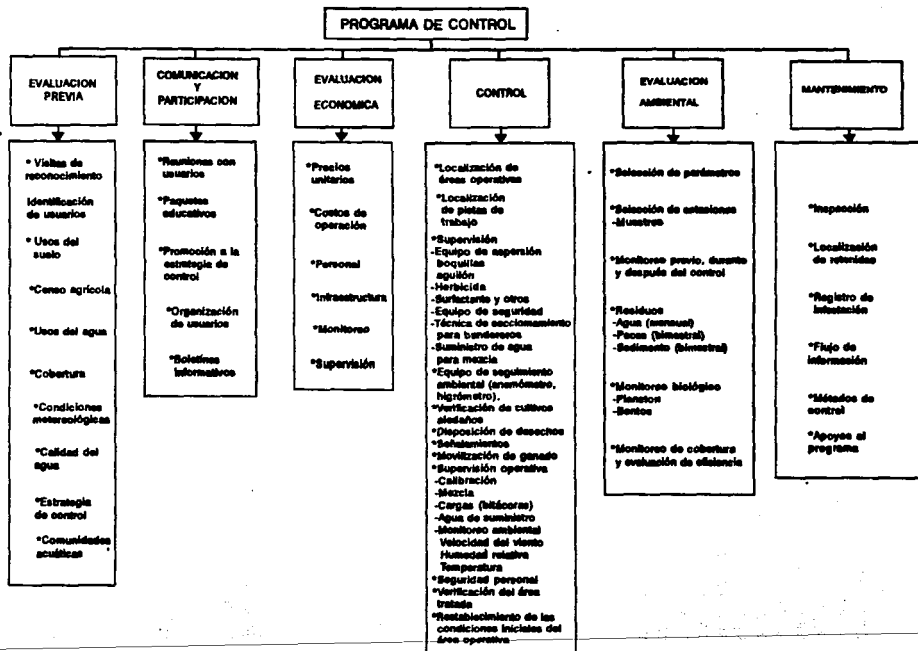
El programa de control del lirio acuático en la presa Trígomil y Miraplanes, se planeó considerando los seis componentes principales que se muestran en la Figura 8, los cuales se describen brevemente a continuación:

**Evaluación previa.** La evaluación previa consistió en visitas de reconocimiento al área de estudio con el fin de verificar el problema de infestación e identificar a los usuarios directamente afectados y con posibilidades de participar en el programa. Incluyó también la identificación de los usos del agua, las comunidades acuáticas presentes, ubicación de cultivos en los 3 km circundantes a la presa, las condiciones meteorológicas y el diseño de la posible estrategia de control.

Como parte fundamental, se determinó la cobertura de la maleza mediante la utilización de una imagen de satélite Lansat TM del 10 de enero de 1993. La imagen tiene una resolución espacial de 25x25 m por pixel (0.0625 de ha).

**Participación y comunicación.** En este componente se llevaron a cabo reuniones con los usuarios para dar a conocer la estrategia de control, establecer los compromisos de participación en el proceso operativo (mezclas para carga de helicóptero, señalamiento de áreas de aplicación, transporte de material, préstamo de instalaciones, vigilancia, transmisión de información a comunidades alejadas y tareas específicas para mantener al ganado fuera del área de tratamiento, etc.), organización y definición de responsabilidades en el corto, mediano y largo plazo, tal como la formación de un comité integrado por usuarios y gobierno que promoviera la participación en la extracción manual, quema de lirio y las tareas de mantenimiento para evitar la reinfestación. Se elaboraron paquetes informativos para la divulgación de la información y para la capacitación ulterior de los usuarios. Se elaboró un boletín informativo quincenal o mensual para dar seguimiento a las actividades operativas y el proceso de limpieza.

Figura 8. Programa de control de malezas acuáticas en las presas Trigomil y Miraplanes, Jal.



**Evaluación económica.** La parte económica consideró los precios unitarios para la fase operativa de la aplicación, tomando en cuenta el precio del producto, surfactante, combustibles, materiales diversos, personal e infraestructura, así como los costos del monitoreo y seguimiento, entre otros. La cuantificación de estos costos con aquellos que se generen en el mantenimiento en una etapa posterior, analizados con indicadores económicos específicos, así como de calidad de vida, permitirá obtener un balance de costo beneficio de esta acción de saneamiento. Por el momento dicho balance queda fuera de los alcances de este trabajo.

**Control.** Las maniobras operativas incluyeron actividades tales como la localización de las áreas de trabajo, seccionamiento de las áreas de aplicación, obtención y traslado del producto glifosato (Defensa), surfactante (Nu-Film) y equipo de seguridad de operadores; traslado al sitio de agua de buena calidad (potable) para la mezcla, calibración del equipo de aplicación, monitoreo ambiental, supervisión de la aplicación y verificación de la superficie tratada entre otras (Figura 8).

La técnica de aplicación en las dos presas fue aérea. En Trígonil se realizaron dos aplicaciones, la primera el 3 y 4 de abril, abarcando 100 ha. La segunda el 12 y 13 de mayo en un total de entre 160 y 180 ha. La aspersión se realizó mediante un helicóptero tipo Bell 206 JET RANGER III, equipado con un tanque de almacenamiento de 600 l y un aguilón de 11 m con 28 boquillas tipo Tee Yet No. 8 y 10 (cono hueco). Se utilizó el herbicida glifosato en una dosis de 3.35 kg ha<sup>-1</sup> de i.a. (7.5 L ha<sup>-1</sup>), más 0.5 L de Nu-Film, con un volumen de aspersión de 53 L ha<sup>-1</sup> en la primera y 3.33 kg ha<sup>-1</sup> (7 L ha<sup>-1</sup>) con un volumen de 50 L ha<sup>-1</sup> en la segunda.

En Miraplanes se llevaron a cabo 3 aplicaciones: el 19 de abril, 15 de mayo y 12 de noviembre de 1993 para las siguientes superficies: 73, 73 y 20 ha, respectivamente.

En la primera aplicación se utilizó una avioneta Pawnee Piper-Pa-25-235. La avioneta presentaba las siguientes características: un aguilón de 12 m de largo con boquillas Tee Jet tipo abanico del No. 10 con un tanque de 600 L de capacidad. Se descargaron 75 L ha<sup>-1</sup> con una dosis de 3.5 Kg ha<sup>-1</sup> más 0.5 L de Nu-Film. En la segunda y tercera se utilizó el helicóptero Bell 206, en dosis de 3.33 kg ha<sup>-1</sup> (7 L ha<sup>-1</sup>), más el surfactante con un gasto de aplicación de 200 L ha<sup>-1</sup>.

Las aplicaciones fueron realizadas de 6 a 11 A.M. habiéndose respetado las recomendaciones de aplicación sugeridas por Westerdahl y Getsinger (1988), que consisten en no aplicar en temperaturas mayores a 28 °C y velocidades del viento mayores de 8 km/h, así como la no existencia de lluvia al menos 6 horas después de la aplicación. Lo anterior se lleva a cabo para evitar el acarreo del producto a otras áreas o su lavado de la superficie fotosintética del lirio antes de ser absorbido.

Durante la aplicación, el área a tratar con la avioneta se seccionó en franjas de 12 m de ancho, marcadas con estacas y señaladas con bandereros. En el caso del

helicóptero las franjas fueron de 10 m siguiendo el mismo procedimiento.

**Evaluación ambiental.** La eliminación de las malezas acuáticas por cualquier método que implique que se depositen en el fondo (trituration, control químico y en algunos casos biológico), puede modificar la calidad del agua.

El método de control utilizado en Trigornil y Miraplanes provoca depósito de materia orgánica en los embalses, por ello es importante realizar un monitoreo de la calidad del agua. Ahmed *et al.*, (1982), indica que los efectos más importantes incluyen:

1. Alteración de los gases disueltos (oxígeno disuelto y dióxido de carbono, principalmente) y el pH por la descomposición de la vegetación.
2. Incremento en la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo, principalmente) en la columna de agua.
3. Alteración del hábitat reflejado en cambios de las comunidades que en ellas habitan.

En la presa Ramón Corona, Trigornil y Miraplanes se obtuvieron mediciones de conductividad, oxígeno disuelto, pH, temperatura, DQO, DBO<sub>5</sub>, fósforo total, nitrógeno amoniacal y nitratos, así como de residuos del herbicida en agua, sedimento y peces. En la presa Miraplanes se establecieron únicamente estaciones de muestreo a la entrada (afluente) y salida (efluente) debido a la severa infestación que presentaba este embalse no permitiendo el acceso a sitios dentro del mismo.

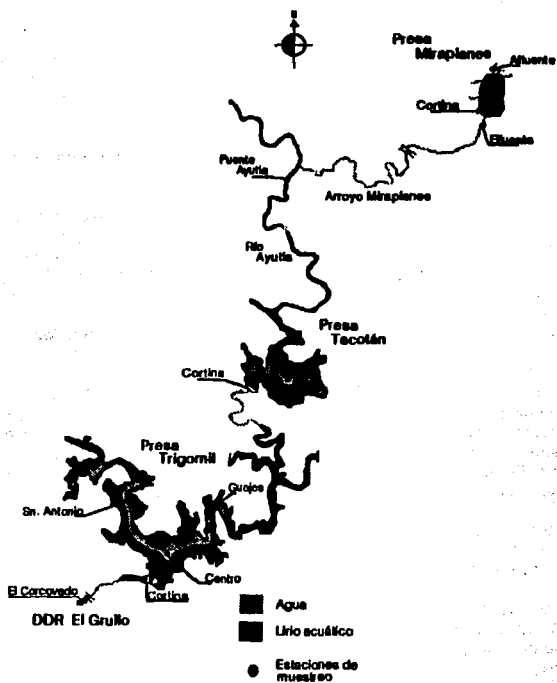
En Trigornil se establecieron seis estaciones, a la entrada, a la salida (obra de toma) y en la presa (4). También se estableció una estación de muestreo aguas abajo del efluente, a 8 km aproximadamente, que es el agua que se dirige a la zona de riego del Grullo-Autlán (Figura 9).

Dentro de la presa la toma de muestras fue superficial (0.5 m) y profundo (15-20 m), obteniéndose con botella Van-Dorn. La conductividad, el pH, oxígeno disuelto y temperatura fue obtenida en la columna de agua a 0.5 y cada 5.0 m de profundidad (perfil).

Al igual que en la presa Requena, los análisis se realizaron de acuerdo con las técnicas de APHA *et al.*, (1985). Los muestreos fueron llevados a cabo antes y después de la aplicación.

Los análisis de herbicidas fueron realizados por el laboratorio Mann Testing Laboratories de Toronto, Canadá. Inicialmente se llevó a cabo por cromatografía de gases acoplado a espectrometría de masas. Sin embargo, los límites de detección eran muy altos para el caso de los sedimentos y tejido animal, cambiando a cromatografía

Figura 9. Ubicación de estaciones de monitoreo en las presas Miraplanes y Trigomil, Jal.



de líquidos acoplado a espectrometría de masas. El método de muestreo para los tres componentes ambientales muestreados se describe a continuación.

De acuerdo con APHA *et al.*, (1992), la toma de muestras de agua para el análisis de herbicidas, se realizó con envases de plástico de polietileno de alta densidad de un litro de capacidad. Todos éstos y las bolsas de polietileno utilizadas fueron entregados por el laboratorio, procedentes de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. Los envases se etiquetaron con fecha, lugar, estación y análisis requeridos para cada matriz.

El procedimiento de toma de muestra se efectuó hundiendo el envase en el cuerpo de agua a una profundidad de 10 cm de la superficie, llenándose hasta que derrame el agua y se tapó inmediatamente colocando el envase en una hielera a una temperatura de 5 °C.

La muestra profunda se obtuvo a un metro arriba de la profundidad total, evitando resuspender el sedimento.

Los criterios para la selección de puntos de muestreo fueron los siguientes:

- Accesibilidad
- Areas en tratamiento en función de la dinámica del lirio acuático
- Aportación de agua más importante (afluente)
- Extracción de agua principal (efluente)
- Representatividad (cortina, centro y brazos principales, dirección del flujo, profundidad de la extracción de agua en la obra de toma, entre otras).

Para la toma de muestras de sedimentos se utilizaron bolsas de polietileno de cierre hermético (envase primario), como lo han realizado Comes *et al.*, (1976) y Feng *et al.*, (1990), las cuales fueron etiquetadas con los datos de la estación, fecha, lugar y análisis requerido y se introdujeron en un tarro de plástico de un kilogramo de capacidad de polietileno de alta densidad (envase secundario), el cual fue etiquetado con los mismos datos de la bolsa.

Los sedimentos se obtuvieron con draga Van Been o Ekman-Birge, colocando el material en la bolsa de plástico de cierre hermético previamente enjuagada con agua desmineralizada, tomando aproximadamente 500 g de sedimentos.

Entre el envase secundario y la tapa se coloca papel aluminio. El envase secundario se transportó congelado en una hielera con hielo seco. Se evitó llenar completamente el envase secundario, ya que al congelarse la muestra, ésta se expande y puede romper el tarro.

Los sitios de muestreo fueron los mismos que para agua, pero únicamente dentro del embalse en la presa Trigomil.

Las muestras de tejido de peces se obtuvieron con los pescadores de cada zona o capturándolos con una red (chinchorro, atarraya, etc.). Los peces fueron disectados para extraer únicamente el tejido comestible. El tamaño de muestra fue de 500 g. Se almacenaron y transportaron como las muestras de sedimento.

El herbicida es extraído con una solución alcalina de trietilamina y adsorbido en una resina intercambiadora de iones, para evitar la presencia de material extraño en el extracto, una vez eliminadas las interferencias, el glifosato se desadsorbe con HCl y se deriva con un reactivo fluorado, para poder ser detectado por un detector de captura de electrones.

El glifosato se extrae de la muestra con una solución acuosa de trietilamina, enseguida se centrifuga a 2300 g y se filtra sobre lana de vidrio para separar los sólidos presentes. El sobrenadante se trata con una resina de intercambio catiónico, se agita y deja asentar la resina y el sobrenadante resultante se trata con una resina de intercambio aniónico. La resina se pone en una columna para eluir el ácido por la adición de 10 mL de HCl 0.1 M tres veces. El eluyente se evapora a 32 C° y presión reducida, el extracto se resuspende en 1 mL de agua destilada, la cual se inyecta en un cromatógrafo de líquidos con detector de captura de electrones acoplado a masas para su análisis.

**Mantenimiento.** Debido a que el lirio acuático no puede erradicarse sino únicamente controlarse, se elaboró una propuesta de programa de mantenimiento para que de manera continua y sostenida los usuarios con el apoyo del gobierno mantengan la superficie del cuerpo de agua bajo el umbral donde la planta no causa problemas o limita los usos del agua. Este programa incluye desde un procedimiento de revisión e inspección permanente de la cobertura, hasta la aplicación de las técnicas de control a baja escala, de tal manera de evitar la reinfestación. La decisión de que los usuarios realicen el mantenimiento, para este caso en particular, fue aceptada por ellos, convencidos de que son los beneficiados de estas acciones, además, la carencia de recursos gubernamentales suficientes y permanentes ponen en peligro las actividades emprendidas.

## 6. RESULTADOS Y DISCUSION

### 6.1 Presa Requena, Hgo.

#### 6.1.1 Biomasa, cobertura y biomasa total.

Respecto a la determinación del porcentaje de humedad de las plantas, se obtuvo un valor de  $94.38 \pm 1.5\%$  ( $5.62 \pm 1.5\%$  peso seco), con un tamaño de muestra de 38 determinaciones. Asimismo se obtuvo un coeficiente de variación de 1.6%, indicando condiciones similares a lo largo del año. Lo anterior permitió manejar los datos en peso húmedo ya que se considera que esta característica tiene poca variabilidad para esta especie como ha sido demostrado en otros estudios (Bock, 1966).

En el periodo de muestreo (marzo de 1986 - agosto de 1987), se obtuvo que la biomasa promedio en la presa fue de  $35.74 \pm 7.26 \text{ kg m}^{-2}$ , detectándose un valor máximo de 51 y mínimo de 11  $\text{kg m}^{-2}$ . En la Tabla 15, se presentan los valores resultantes para la biomasa total estimada en el embalse a partir del área cubierta y la biomasa por  $\text{m}^2$ , cuyo registro se obtuvo mensualmente. Esta Tabla permitió construir las Figuras 10 y 11. En la Figura 10 se puede observar que se presentaron dos eventos importantes que se reflejaron en la cobertura de la planta en este sistema (Figura 11), uno de incremento y otro de decremento de la biomasa total.

La máxima cobertura en el área de inundación fue en mayo de 1986 (80%), que corresponde a la menor área del embalse (86 ha, Figura 11) y por consiguiente al menor volumen de almacenamiento. El fenómeno es provocado por la extracción de agua que se hace de la presa en esta época (estiaje). Con ello se provoca que mucho del lirio se quede en las riberas y parte se muera por desecación. Otra parte mantiene humedad y se recupera con las lluvias con el consiguiente incremento de nivel del agua. El fenómeno se presenta en muchas presas, sin embargo, en pocas de ellas se aprovecha para el control de la maleza a través de su incineración.

Queda de manifiesto que a menor área de inundación, mayor es la cobertura. De mayo de 1986 hasta noviembre, existió un aumento sustancial del área del embalse hasta llegar a un máximo de 548 ha como resultado de la época de lluvias, ver Figura 11. Si observamos en esta figura la cobertura, no se detecta un cambio brusco de la misma ya que a medida que se llena la presa el lirio crece y pierde su compactación. El cambio es posible observarlo en la Figura 10, donde se presenta la variación de la biomasa total con respecto al tiempo.

El otro evento importante fue la disminución severa de la biomasa total y cobertura de noviembre de 1986 a abril del siguiente año. El decremento de 176,000 ton (384 ha), presentes en noviembre a 13,500 ton en abril, equivalentes aproximadamente a 35 ha, se explica por los siguientes tres factores:

**Tabla 15. Biomasa promedio, área del embalse, cobertura y biomasa total del lirio en la presa Requena, Hgo. 1986 - 1987.**

Marzo	Tepel Muelle Cortina	31 $\bar{x}$ = 42.33 48 48 $s$ = 9.81	381	60	96,776.38
Mayo	Muelle Cosech. Cortina	27 $\bar{x}$ = 26.33 32 20 $s$ = 6.03	86	80	18,115.04
Julio	Muelle Cortina Fracc.	49 $\bar{x}$ = 35.00 17 39 $s$ = 16.37	435	70	106,575.00
Agosto	Cortina D. Cortina I. Muelle	49 $\bar{x}$ = 43.33 42 39 $s$ = 5.13	450	70	136,489.50
Sept.	Fracc. Muelle Cortina	30 $\bar{x}$ = 35.67 40 37 $s$ = 5.13	489	70	122,098.41
Octubre	Muelle Fracc. Cortina	49 $\bar{x}$ = 44.67 36 49 $s$ = 7.51	531	70	166,038.39
Nov.	Fracc. Muelle Cortina	47 $\bar{x}$ = 45.83 39.5 51 $s$ = 5.84	548	70	175,803.88
Dic.	Muelle Fracc.	36 $\bar{x}$ = 43.00 50 $s$ = 9.90	539	70	182,239.00
Enero	Cortina Cosech.	39 $\bar{x}$ = 34.50. 30 $s$ = 6.36	530	50	91,425.00
Febrero	Fracc. Cortina D. Cortina I.	32 $\bar{x}$ = 33.33 38 30 $s$ = 4.18	515	50	85,824.75

**Tabla 15. Continuación.**

MESES	ESTACION	BOMASA (g/kg)	AREA (ha)	COBERT. (%)	BOMASA TOTAL ESTIMADA (TON)
Marzo	Cortina Muelle Salto	39 $\bar{x}$ = 38.5 43.5 33 $s$ = 5.27	479	30	55,324.50
Abril	Muelle Cortina	36 $\bar{x}$ = 39.00 42 $s$ = 4.24	346	10	13,494.00
Mayo	Muelle Fracc. Cortina	37 $\bar{x}$ = 35.00 29 39 $s$ = 5.29	499	20	34,930.00
Junio	Fracc. Cortina Muelle	51 $\bar{x}$ = 26.67 18 11 $s$ = 21.36	486	20	25,923.24
Julio	Cortina Tepeji	39 $\bar{x}$ = 25.00 11 $s$ = 19.60	460	20	23,000.00
Agosto	Muelle Muelle Tepeji	32 $\bar{x}$ = 24.33 17 24 $s$ = 7.51	477	10	11,606.41

**TOTALES:**

Número de datos: 44  
 Densidad promedio: 35.74  $\pm$  7.26  
 Valor máximo: 51  
 Valor mínimo: 11

Figura 10. Comportamiento de la biomasa por cuadros y biomasa total de *Eichhornia crassipes* en la presa Requena, Hgo. (1986-1987).

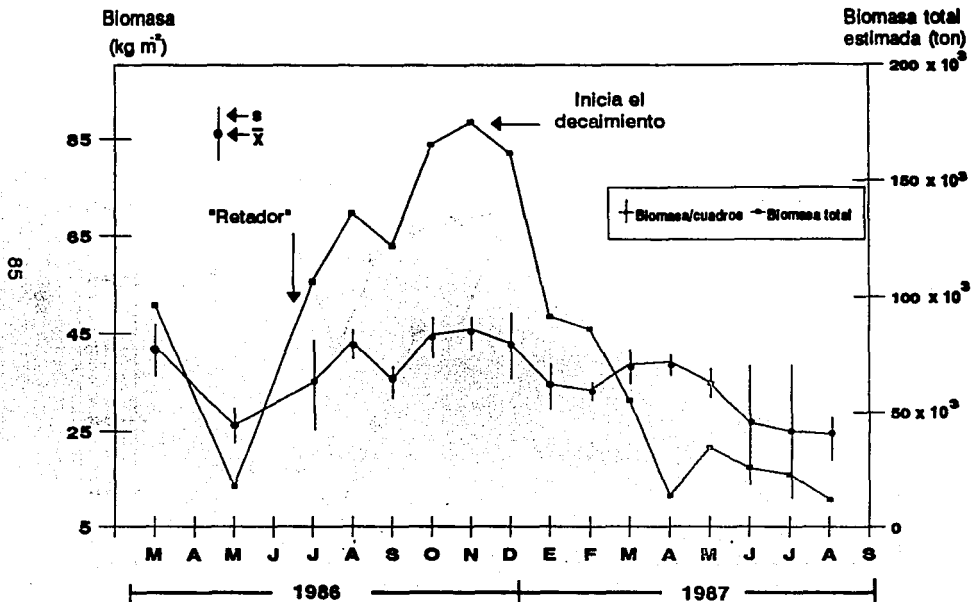
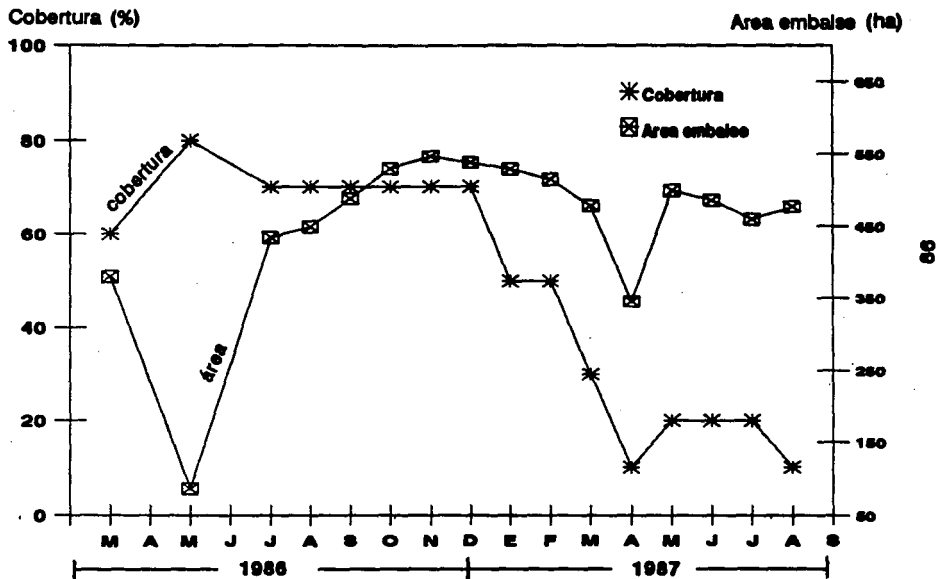


Figura 11. Area de inundación y cobertura del lirio acuático en la presa Requena, Hgo. (1986-1987).



1) Trituración de la maleza. A mediados de 1986 se introduce en la presa la máquina picadora denominada "Retador" la cual, trituró tapetes de lirio cuyo efecto no fue evidente sino hasta el invierno de 1988.

2) El invierno. La baja de temperatura pudo influir directamente en el crecimiento de la planta, lo cual se combinó con la presencia de heladas de diciembre a marzo, principalmente.

3) Quema del lirio de las riberas. Como resultado de las necesidades del Distrito de Riego 063, así como acciones específicas en contra del lirio, se programó y efectuó la disminución del nivel de agua en la presa, consiguiendo dejar tapetes de plantas expuestas sobre el suelo, donde al secarse se quemaron o sacaron por los ejidatarios que poseen terrenos en los márgenes de la presa.

El área de inundación fue bajando paulatinamente de noviembre de 1986 hasta alcanzar su volumen más bajo en abril del 87, como puede observarse en la Figura 11.

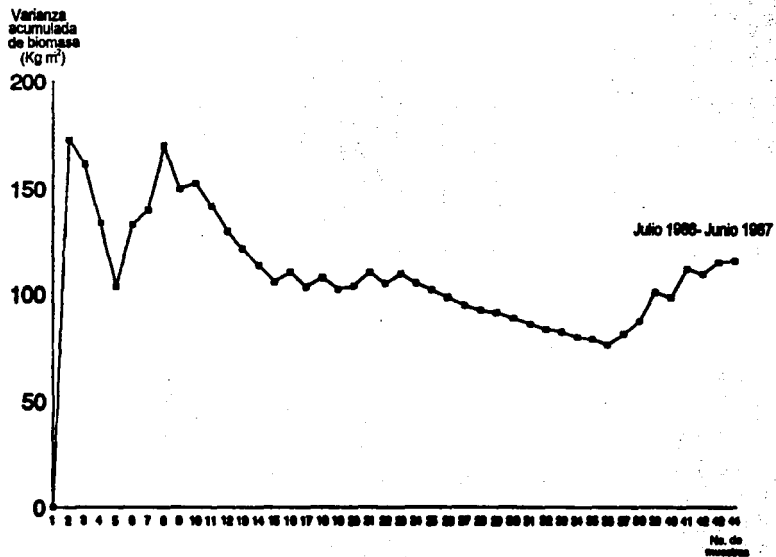
Se ha mencionado que uno de los factores que limitan las poblaciones del lirio acuático es el hidrológico. Las bajas de nivel del agua interactivas con los factores climáticos causan anualmente disminuciones sustanciales en el tamaño de poblaciones de este tipo de plantas. Es de notarse que al disminuir el nivel del agua en abril de 1987, se esperaba como en el ciclo anterior un aumento en la cobertura de la maleza en los meses subsiguientes, lo cual no sucedió por los factores antes mencionados.

Por otro lado, también es importante considerar que fueron suspendidos aportes importantes de aguas negras que recibía la presa, por la clausura del canal El Salto que conducía aguas residuales provenientes de la Cd. de México y el encauzamiento de algunas descargas de aguas residuales domésticas e industriales del municipio de Tepejil del Río, para ser vertidas abajo de la cortina de la presa. Todo ello, más el efecto importante del "Retador" contribuyeron a la disminución brusca y casi definitiva de la maleza en la presa.

Los resultados de biomasa por  $m^2$  se presentan en la Tabla 15. Estos fueron analizados para determinar si el tamaño de muestra permite estimar una media representativa de la población en estudio.

El análisis consistió en una primera fase en construir una curva donde se representa el comportamiento de la varianza acumulada de la biomasa en función del número de unidades muestrales (Figura 12). Esta curva es análoga a la curva tradicional de número especies en función del área que permite evaluar si el número de muestreos, así como el tamaño del área considerada son los adecuados para obtener la representatividad de una población o poblaciones (Brower y Zar, 1977).

Figura 12. Representación de la varianza acumulada en función del número acumulado de muestras en la presa Requena, Hgo.



Quando se tienen pocos muestreos, la media acumulada fluctúa ampliamente de muestra a muestra, pero cuando el número de muestreos replicados incrementa, esta fluctuación decrece. Según Brower y Zar (1977), el número de muestreos puede considerarse lo suficientemente grande cuando tales fluctuaciones son tan insignificantes que la media acumulada de la variable en cuestión llega a ser insensible a la variación en los datos. Si se utilizan los datos para obtener la varianza acumulada se puede tener una mejor representación de la menor variación de los datos cuando el muestreo se incrementa.

En la representación obtenida se observa que el número de unidades muestrales el cual el valor de la varianza ha minimizado la amplitud de la oscilación se alcanzó en la unidad muestral No. 23. Aunque si bien esta estimación es subjetiva, si da una indicación aproximada de que el tamaño de muestra fue adecuado (Figura 12).

Por otra parte se pueden interpretar los datos a través del coeficiente de variación para cada muestreo:

$$C = \frac{s}{x} \quad (6.1)$$

Donde:

- x: promedio de la biomasa
- C: coeficiente de variación
- s: desviación estándar

De esta manera se pueden expresar los resultados en términos relativos y poder hacer comparaciones (Yamane, 1967). En la Tabla 16 se presentan las medias, desviaciones estándar y coeficientes de variación (%) para cada uno de los muestreos llevados a cabo mensualmente. El coeficiente de variación indica que existieron desviaciones menores al 50% en los trece primeros muestreos (marzo/86 - mayo/87), habiéndose presentado en los dos meses subsiguientes desviaciones cercanas al 80%. Lo anterior se explica por la poca variabilidad que se asocia a la distribución del lirio en grandes infestaciones y en cuerpos de agua del tamaño, forma y condiciones ambientales de la presa Requena. Las mayores desviaciones se presentaron en los últimos meses de muestreo cuando la cobertura de lirio en el embalse se había reducido por las acciones de control, lo que pudo aumentar la variabilidad en la distribución de la población.

De acuerdo con American Public Health Association (APHA) *et al.*, (1985), se establece que el número de unidades muestrales necesarias para caracterizar la biomasa promedio de las macrófitas, cambia proporcionalmente al cuadrado del coeficiente de variación y al inverso del cuadrado del error permisible. Señala también que dado que el coeficiente de variación asociado

Tabla 16. Tamaño de muestra (n), medias de peso húmedo por muestreo ( $\bar{x}$ ), desviación estándar ( $S_{\bar{x}}$ ), coeficiente de variación (C) y tamaño mínimo de muestra (N) según Madsen (1993), para los valores de biomasa en la presa Requena, Hidalgo.

MESES	n	$\bar{x}$	$S_{\bar{x}}$	C	N	N
1986						
Marzo	3	42.33	9.81	5.66	0.23	0.55
Mayo	3	26.33	6.03	3.48	0.23	0.87
Julio	3	35.00	16.37	9.45	0.47	1.34
Agosto	3	43.33	5.13	2.97	0.12	0.27
Sept.	3	35.67	5.13	2.97	0.14	0.40
Octubre	3	44.67	7.51	4.34	0.17	0.38
Nov.	3	45.83	5.84	3.37	0.13	0.27
Dic.	2	43.00	9.90	7.00	0.23	0.53
1987						
Enero	2	34.50	6.36	4.45	0.18	0.53
Febrero	3	33.33	4.16	2.40	0.12	0.37
Marzo	3	38.50	5.27	3.03	0.14	0.35
Abril	2	39.00	4.24	3.00	0.11	0.28
Mayo	3	35.00	5.29	3.05	0.15	0.43
Junio	3	26.67	21.36	12.33	0.80	3.00
Julio	2	25.00	19.80	14.00	0.79	3.17
Agosto	3	24.33	7.51	4.34	0.31	1.27

con el promedio de la biomasa de las macrófitas es generalmente mayor al 50%, se requiere estimar el promedio, con un error permisible del 10%, con un número de unidades muestrales muy grande (mayor de 200), lo que no ocurrió con el lirio de la presa Requena, seguramente por tratarse de una agrupación uniespecífica.

Madsen (1993), sugiere la ecuación siguiente para que sea usada para estimar un número mínimo de muestras (N):

$$N = \frac{s}{(0.1 \pi)^2} \quad (6.2)$$

Esta ecuación supone que un error de 10% de la media es un nivel aceptable (Wannacott y Wannacott, 1977, citados por Madsen *op. cit.*). La N se calculó para cada muestreo y se presenta en la Tabla 16. Se obtuvieron valores menores de 1 y hasta 3.17 por lo que es una buena indicación de que el tamaño de muestra (tres cuadros) resultó suficiente para caracterizar adecuadamente la biomasa de lirio en este sistema.

La toma de muestras pudo haberse suspendido en la estimación número 23 y de acuerdo con estos resultados fueron suficientes de 10 a 11 muestreos considerando entre 2 y tres cuadros de recolecta por mes. El muestreo continuo puso de manifiesto que la biomasa de la planta sufre un cambio a medida que se va abatiendo la cobertura por los métodos de control empleados. Este cambio se refiere a que a menor cobertura las plantas pierden compactación y se disgregan manifestándose en menor biomasa por unidad de área.

Los valores de la desviación de la media ( $S_x = S/\sqrt{N}$ ) para cada muestreo se presentan también en la Tabla 16 y en la Figura 10. Los intervalos respectivos ( $\pm S_x$ ) en que se distribuyen las medias en todos los meses son generalmente cercanos, indicando, como se mencionó anteriormente, poca variabilidad en esta característica (peso) debido a que es una infestación uniespecífica.

Con los datos obtenidos en las determinaciones de peso seco se calculó la biomasa en peso seco correspondiente al valor promedio de peso húmedo ( $35.74 \pm 7.26 \text{ kg m}^{-2}$ ) y que fue de  $2.01 \pm 0.41 \text{ kg m}^{-2}$ , con un valor máximo de  $2.87 (51 \text{ kg m}^{-2})$  y mínimo de  $0.62 \text{ kg m}^{-2} (11 \text{ kg m}^{-2})$ . En general estos valores son muy semejantes de aquellos obtenidos en otras partes del mundo, excepto para los registrados en Bharatpur y Jaipur, India de  $3.46$  y  $5.96 \text{ kg m}^{-2}$  de peso seco (Tabla 1).

### 6.1.2 Crecimiento

El propósito de medir el crecimiento de *Eichhornia crassipes* fue el de conocer el comportamiento relativo de la biomasa en un ambiente en el que generalmente le es

favorable para su incremento. La forma de este incremento y su representación matemática como herramienta es aplicable como un punto de partida en la planeación de su manejo dentro de un programa de control.

Es evidente que no será posible reducir la infestación de las plantas bajo el umbral en el cual causan problemas mientras la tasa de remoción de la biomasa ya sea por cosecha, trituración u otro procedimiento, esté por abajo de la tasa de su reposición por crecimiento.

En las Tablas 17 (a), (b), y (c) se presentan los incrementos en peso determinados para cada periodo de medición. Los datos de la Tabla 17(a) son el periodo en el que se tiene un mayor número de datos y fueron utilizados para elaborar la Figura 13, donde se presenta el incremento de la biomasa con respecto al tiempo.

Esta relación mostró un crecimiento que bien puede ajustarse a un modelo logístico del tipo:

$$W_t = \frac{K}{1 + e^{-at}} \quad (6.3)$$

Donde

$W_t$  : peso húmedo para cada determinado tiempo ( $\text{kg m}^{-2}$ ).

$r$  : tasa de crecimiento ( $\text{días}^{-1}$ ).

$K$  : valor límite de crecimiento de la población o capacidad de carga ( $\text{kg m}^{-2}$ ).

$t$  : tiempo

$a$  : constante de integración que define la posición de la curva con relación a su origen.

Al suponer un crecimiento de este tipo, se pueden calcular los parámetros  $r$  y  $a$ , transformando la ecuación logística a su forma rectilínea:

$$\ln \frac{K - W}{W} = a \cdot t \quad (6.4)$$

Los resultados de este ejercicio se encuentran en la Tabla 17(a). Aun cuando la correlación de los puntos es muy alta (0.986), se aplicó una prueba de significación de la regresión, según Zar (1974). Esta prueba rechazó con una probabilidad mayor de 99% la posibilidad de que los puntos sobre la recta se ajustan por azar. La misma prueba fue aplicada para los datos de las Tablas 17(b) y 17(c) resultando también que se rechaza la posibilidad de que los puntos se ajustan a una recta por azar, sólo que para ambos casos el nivel de confianza fue del 95 por ciento.

**Tabla 17. Crecimiento de lirio acuático medido en la presa Requena, Hgo.**

**a) Julio de 1986 a febrero de 1987.**

EST.	FECHA	TIEMPO (días)	BIOMASA (kg)	PARAMETROS DE LA ECUACION LOGISTICA	TASA RELATIVA DE CRECIMIENTO % de 0 a 29 días
Verano	16-07-86	0	0.25	$a = 4.7073$ $r = 0.0499$	8.2%
	14-08-86	29	2.70		
	17-09-86	63	15.4		
Otoño	13-10-86	89	26.0	$k = 51 \text{ kg}$ $\text{Corr.} = 0.9860$	Tiempo de duplicación (días)
	18-11-86	125	39.0		
	10-12-86	147	45.0		
Invierno	19-01-87	187	50.0	Confiability: mayor al 99%	8.45
	17-02-87	216	50.5		

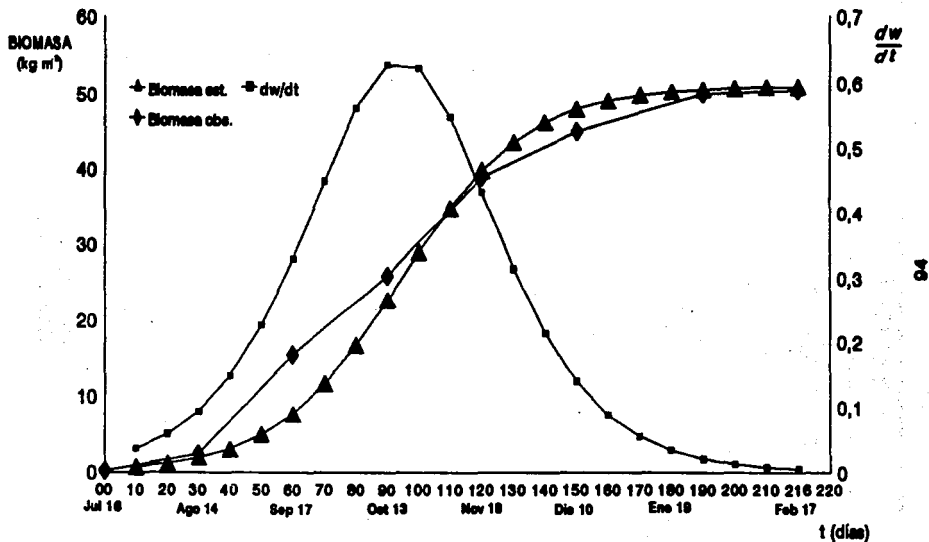
**b) Diciembre de 1986 a marzo de 1987.**

EST.	FECHA	TIEMPO (días)	BIOMASA (kg)	PARAMETROS DE LA ECUACION LOGISTICA	TASA RELATIVA DE CRECIMIENTO % de 0 a 40 días
Invierno	10-12-86	0	0.250	$a = 5.2780$ $r = 0.0162$ $k = 51 \text{ kg}$ $\text{Corr} = 0.9838$ $\text{Conf} = 95\%$	Tiempo de duplicación (días)
	19-01-87	40	0.563		
	17-02-87	69	0.675		
	17-03-87	97	1.288		
					34.66

**c) Abril a junio de 1987.**

EST.	FECHA	TIEMPO (días)	BIOMASA (kg)	PARAMETROS DE LA ECUACION LOGISTICA	TASA RELATIVA DE CRECIMIENTO % de 0 a 14 días
Primavera	28-04-87	0	1.0	$a = 3.2748$ $r = 0.0722$ $k = 55 \text{ kg}$ $\text{Corr} = 0.9598$ $\text{Conf} = 95\%$	Tiempo de duplicación (días)
	12-05-87	14	3.7		
	12-06-87	48	22.0		
	30-07-87	93	53.5		
					7.42

Figura 13. Incremento en peso del lirio acuático registrado en la presa Requena, Hgo. de Julio de 1986 a Febrero de 1987.



Por ello, se admite que el crecimiento del lirio acuático se aproxima a un crecimiento logístico. Sato y Kondo (1983), establecieron que el incremento de biomasa (peso fresco por unidad de superficie) se aproxima estrechamente a la ecuación logística y Del Viso *et al.*, (1968), demostraron que el ciclo de crecimiento anual de esta planta en Argentina puede ser representado por la curva sigmoide, donde las limitantes del crecimiento dependen de un gran número de variables. Por otro lado, Niño y Lot (1983), realizaron un estudio demográfico del lirio acuático en dos localidades, un depósito de agua proveniente precisamente de la presa Requena y un estanque natural en Veracruz. Concluyeron que el crecimiento de los clones bajo las diferentes condiciones evaluadas se ajustan de manera significativa al comportamiento de la función logística. Esta conclusión fue obtenida a través de un análisis demográfico y no gravimétrico.

Reddy y Debusk (1984), en evaluaciones de crecimiento con plantas cultivadas en un estanque con condiciones nutricionales no limitadas, determinaron las características de crecimiento del lirio acuático en la parte central de Florida, EU. Obtuvieron una curva de crecimiento que se caracteriza por tres fases: 1) Una fase de retraso seguido por un crecimiento exponencial, 2) Una fase de crecimiento lineal, y 3) Una fase de crecimiento exponencial lento. Dichas características se asemejan mucho a lo obtenido en este estudio cuyo comportamiento fue medido directamente en el campo.

Es importante mencionar que para obtener la capacidad de carga del sistema (K), se tomó como criterio la máxima biomasa del lirio acuático obtenida en los corrales, que para los periodos de julio a febrero (Tabla 17 a) y diciembre a marzo (Tabla 17 b) fue de 51 kg m<sup>-2</sup> y para el periodo de abril a junio (Tabla 17 c) fue de 55 kg m<sup>-2</sup>, valores que no aparecen en las Tablas respectivas debido a que los valores que ahí se muestran son promedios.

Este criterio fue adoptado compartiendo la idea de Reddy y Debusk (*op. cit.*), de que el ciclo de crecimiento del lirio se completa cuando se alcanza la máxima densidad de plantas y por lo tanto no se registra un incremento significativo adicional de biomasa. Encontrando una máxima biomasa cercana a los 2,300 g m<sup>-2</sup> en peso seco, mientras que en este estudio se obtuvo un intervalo de 2,101 - 3,916 g m<sup>-2</sup> estimándose a partir de los datos del por ciento de humedad de las plantas para los valores en peso húmedo de 51 y 55 kg m<sup>-2</sup>. Se establecen también diferencias en cuanto a que en la presa Requena se presentan efectos estacionales tanto en las tasas de crecimiento como en la biomasa máxima, lo que no ocurrió en Florida ya que el efecto primario fue sobre la tasa de crecimiento.

Para proporcionar una mayor justificación de la utilización de la "curva logística" de crecimiento, es necesario tener presente algunas de las suposiciones consideradas (Pielou, 1977; Krebs, 1985; Romero, 1988):

1. La población tiene una distribución de edades estable. El modelo supone que el

crecimiento inicial de una población aumenta conforme a un índice aproximadamente igual a  $rN$ . En estos términos, el problema se solventa de alguna manera al homogenizar la población inicial al utilizar plantas jóvenes bajo un patrón definido de características.

2. Diferencias en la tasa reproductiva por hacinamiento o estado de desarrollo. Bajo tales circunstancias, suele ser más preciso el medir la biomasa como se llevó a cabo en este estudio.

3. Los factores ambientales abióticos (temperatura, luminosidad, otros), afectan a la población de la misma manera.

4. La relación entre la densidad y el índice de incremento de la biomasa es lineal.

5. El efecto depresor o inhibidor de la densidad sobre la tasa de incremento opera instantáneamente, sin retraso de tiempo. Esto es poco probable que ocurra ya que siempre existen retrasos, por ejemplo, quizá transcurre algún tiempo para que las plantas lleguen a producir renuevos.

A pesar de estas simplificaciones el modelo es sumamente útil ya que puede ser desde una vía objetiva de comparación entre diferentes sistemas acuáticos a través de sus parámetros  $r$  y  $K$ , hasta ser el fundamento de un modelo prospectivo del comportamiento del lirio acuático en un cuerpo de agua, según la influencia de diferentes tasas de remoción de la biomasa (Romero, *op. cit.*).

Respecto a la tasa de crecimiento, en Florida se registró una tasa promedio de  $52 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$  durante los meses de junio y julio con un valor máximo de  $64 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ . En Hidalgo, se estimaron tasas de  $59.1$  y  $60.41 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$  para los periodos de julio a febrero y de abril a junio. Las tasas de crecimiento en ambos estudios se calcularon a partir de la pendiente de la curva de crecimiento, ajustada por mínimos cuadrados.

Si se considera una tasa de crecimiento promedio de  $55.1 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$  ( $591 \text{ kg ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ), durante la época de crecimiento (abril - noviembre), se pueden producir en la presa aproximadamente  $144.2 \text{ ton año}^{-1}$ . Westlake (1963), calificó a *Eichhornia crassipes* como una planta muy productiva. Estimó a partir de los datos de Louisiana, EU y el Nilo, Africa, que si esta planta crece en buenas condiciones, con una densidad óptima y sin limitaciones de espacio y una continua predominancia de plantas jóvenes, esta especie puede producir tanto como  $110$  a  $150 \text{ ton de materia orgánica ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , valor muy cercano al estimado en este estudio.

Se han registrado en la literatura un amplio intervalo de valores para la productividad de esta planta, los cuales han sido calculados de diferentes formas (Gopal, 1987). Knippling *et al.*, (1979), estimó que la producción anual puede ser tan alta como  $269 \text{ ton ha}^{-1}$ . Boyd (1976, en Gopal *op. cit.*) obtuvo una productividad promedio de  $194$

kg ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> en un estanque enriquecido, Wooted y Dodd (1976) y Jount y Crossman (1970), determinaron una productividad diaria de 290 y 540 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, perteneciendo el último valor a un lago eutrófico. Singh *et al.*, (1984) y Wolverton y McDonald (1979, en Gopal, 1987), los cuales estimaron una producción diaria de biomasa de 26 y 72 gr/m<sup>2</sup>, éste último para un efluente de aguas residuales.

Esta información permite inferir que existe un amplio intervalo de productividad del lirio acuático, sin embargo, los valores más próximos a los obtenidos en este estudio tienen la similitud de aquellos que se han generado en aguas con alto contenido de nutrientes, efluentes de aguas residuales y cuerpos de agua eutróficos.

Las determinaciones realizadas se consideran como una buena aproximación de la productividad primaria neta de esta especie. No se llevaron a cabo correcciones debidas a la muerte, enfermedades y pastoreo debido a que son difíciles de medir, además, Westlake (1963), indica para el caso del pastoreo que a menos que este sea visualmente obvio, es probable que esta medición no sean tan importante ya que no resta exactitud.

Las pérdidas debidas a la muerte natural de las plantas varían de lugar a lugar. En zonas templadas tales pérdidas ocurren predominantemente en el otoño e invierno y son probablemente muy pequeñas durante la estación de crecimiento. Generalmente, las pérdidas pueden alcanzar no más del 2 al 10% de la máxima biomasa (Harper, 1918; Borutskil, 1950; Westlake, 1965, citados por Sculthorpe, 1967). En hábitats tropicales y subtropicales, la mortalidad ocurre a través del año, usualmente tanto como nuevo material se produce, de manera que la biomasa permanece más o menos constante (Sculthorpe, *op. cit.*).

Para fines comparativos es apropiado calcular la tasa relativa de crecimiento porcentual (TRC%), y el tiempo de duplicación (TD) de la biomasa del lirio según las fórmulas citadas por Mitchell (1974) y que fueron presentadas en la sección 5.1.1 (5.2) y (5.3).

La TRC y el TD fue calculado para la primera medición de cada lote experimental y se presentan en cada uno de las Tablas 17 (a), (b) y (c).

Se puede notar que la tasa relativa de crecimiento porcentual diario (TRC%), fue entre cuatro y cinco veces más grande en verano y primavera con respecto al invierno dando como consecuencia que el tiempo de duplicación de la biomasa (TD) sea más rápido. Estos resultados son muy semejantes a los obtenidos por Sastroutomo *et al.*, (1978), quienes determinaron en Chiba, Japón que la TRC(%) y el TD del lirio acuático fue cinco veces más alta y cuatro veces más rápida en el verano con respecto al invierno. Estos autores obtuvieron que con la adición de fertilizante (10 kg N, P, y K), fue ocho veces más alta la TRC y cinco veces más rápida, concluyéndose que las diferencias encontradas en el estado de Hidalgo (primavera y verano respecto

de invierno), se deben a diferencias de temperatura más no por diferencias en la calidad del agua.

En la Tabla 18 se presentan los datos obtenidos en otras latitudes para estos parámetros y aquellos generados en México a través del procedimiento generado en este estudio (Gutiérrez, 1989). Los valores más altos de la TRC(%) han sido obtenidos en Florida (12) y Sudan (11.8), ambos en el verano y bajo condiciones naturales. Llama la atención que en condiciones de fertilización o de cultivo en aguas residuales se obtengan valores de 5.5 y 6.2% que son niveles más bajos, inclusive de los obtenidos en la presa Requena para las épocas de mayor crecimiento (Tablas 17 a y 17 c). En México el valor más alto obtenido es en la presa Requena (8.2%) y no es muy diferente de los de la presa Endhó (7.07%), que corresponde a la misma zona, y los obtenidos en Tabasco en los drenes del Zapotal (7.2%).

Con los valores de la Tabla 18, se puede predecir con cierto grado de conocimiento que el crecimiento del lirio acuático está influido por un gran número de factores, sin embargo, el ámbito de su variación tiene un intervalo de 1.07 a 12% de la TRC%. Faltan muchos datos como para poder dar pautas de esta variación pero se señala que los factores más importantes que influyen en el crecimiento del lirio acuático son el status de nutrientes y la temperatura.

Existen datos muy particulares que en algunos casos permiten entender las variaciones en la tasa de crecimiento de esta maleza. Dos de ellos son el caso de la laguna de Zumpango, Edo. de Méx., y la presa Sanalona en Sin. En el primero se detectó una baja en el crecimiento debido a que se llevó a cabo la trituración de una gran cantidad de maleza provocando un cambio del pH de 8.2 a 10 unidades y la muerte de las plantas en la zona más crítica (Gutiérrez y Bravo, 1990). En el segundo caso la baja en el crecimiento se presentó como consecuencia de los fuertes vientos que desplazan los tapetes de un lado a otro del sistema provocando que el lirio presente un daño físico aparente. Existen áreas protegidas donde las plantas son grandes y vigorosas y que son propiamente las que infestan esta presa, la cual no incrementa su cobertura (20-30%) a menos que baje el nivel del agua en el estiaje (40%).

Los factores mencionados permiten explicar porque en sitios donde existen condiciones ambientales adecuadas y una disponibilidad de nutrientes suficiente no se presentan las tasas de crecimiento esperadas como quizá ocurra en la presa Solís en Gto. o el caso especial de Chapala en Jal., donde el aumento de la cobertura del lirio acuático esta relacionada más al aporte de plantas de la cuenca por el río Lerma que al crecimiento de las plantas dentro de este sistema.

**Tabla 18. Tasa relativa de crecimiento porcentual (TRC %) y tiempo de duplicación (TD) en peso húmedo registrados en diferentes localidades y periodos.**

LOCALIDAD	PERIODO	TR (% día <sup>-1</sup> )	TD (días)	FUENTE
Chiba, Japón	Mayo-Junio estanque de cultivo con fertilizante	3.4 5.5	20.4 12.8	Seetroutomo, et al., 1975
Nile, Egipto	Sep-Oct	6.8	10.2	Batanouny & Del fiky, 1975
Sudan	Verano	11.8	5.9	Pattet, 1964
Jamaica	Junio	9.9	7.0	Bock, 1969
California, EU	Abril 22-Mayo 5 Mayo 5-9 Junio 7-14 6.5 meses	6.8	10.2	Bock, 1969
		8.6	8.0	Bock, 1969
		5.8	11.9	Bock, 1969
		2.5	26.1	Bock, 1969
Florida, EU	Junio	4.7	14.8	Seamond & Portefield, 1964
Florida, EU	Sol. enriquecida crecimiento activo	6.0	11.6	Reddy & De Busk, 1984
Florida, EU	Condiciones naturales efluente	12.0	---	Cornwell et al., 1977
		6.2	---	
Santa Fé, Argentina	Oct-Mayo	1.7	---	Lallena, 1981
Bogor, Indonesia	Oct-Nov	3.7	---	Wydianto, 1976
Presa Requena Hidalgo, Méx.	Jul-Ago Dic-Ene Abr-May	8.2	8.45	
		2.03	34.66	
		9.34	7.42	
Presa Endhó Hidalgo, Méx.	Jun-Jul	7.07	9.9	Sánchez, 1988
Presa Valle de Bravo México, Méx.	Oct-Nov	1.93	35.9	Oivers, 1988
Zapotlan Tabasco, Méx.	Septiembre Leguna Natural Sep-Oct Leguna Natural Sep-Oct Dren agrícola	3.20	21.66	Gutiérrez, 1992
		1.59	43.6	
		7.2	9.63	
Leguna Chirel Tempo., Méx.	May-Jun	4.45	15.58	Oivers, 1992
Presa Cruz Pintada Morelos, Méx.	May-Jun	1.49	46.53	Bravo et al., 1991
Presa Sanlona Sinaloa, Méx.	May-Jun	1.07	64.56	Bravo et al., 1991
Preso Solís Gto., Méx.	May-Jun	2.66	26.07	Bravo et al., 1991
Leguna Zumpango México, Méx.	May-Jun	4.23	16.37	Gutiérrez y Bravo, 1990

Cabe aclarar que existe un umbral arriba del cual los tapetes del lirio son tan grandes que se presenta una autoprotección de los mismos creciendo más las partes centrales que la de los bordes expuestos al viento y el oleaje. Rebasando este umbral es posible que la gran masa pueda ocupar toda la superficie. En condiciones de viento moderado ocurre lo contrario, es decir, las plantas de los bordes de los tapetes son las de mayor crecimiento.

### 6.1.3 Modelación del control.

El modelo logístico expresado en 6.3, es el resultado de la ecuación diferencial que integrada representa las características de crecimiento encontrado en la presa Requena:

$$\frac{dW}{dt} = rW - \frac{r}{K} W^2 \quad (6.5)$$

Sin embargo, para tomar en cuenta el efecto de la remoción de la biomasa es necesario incluir a la ecuación (6.5), el término correspondiente. Así, la expresión resulta (Romero *et al.*, 1988):

$$\frac{dW}{dt} = rW - \frac{r}{K} W^2 - \frac{R}{A} \quad (6.6)$$

Donde

R: capacidad de eliminación de lirio (kg día<sup>-1</sup>)

A: área del embalse (m<sup>2</sup>).

Este modelo supone que las biomasa de las plantas (W), está distribuida uniformemente en la superficie del cuerpo del agua. La tasa de crecimiento (r), es proporcional a la densidad cuando ésta es baja y cuando se incrementa, disminuye lentamente hasta alcanzar su biomasa máxima (K), (Figura 13). Normalmente la biomasa en K (capacidad de carga) que es la asíntota en (6.5), se mantiene sin cambios aparentes, los cuales pueden ser provocados al incidir un proceso de control o remoción de la maleza, incluido en el modelo por el término (- R/A).

Bravo *et al.*, (1991), mencionan que este modelo consiste de cuatro componentes:

- 1) una tasa de crecimiento (r) variable conforme a la cantidad de biomasa inicial.
- 2) una medida del tamaño de la población, (W).

3) una medida del factor limitante al crecimiento ( $- [r/k]W^2$ ).

4) una medida de la pérdida de la biomasa ( $-(R/A)$ ).

Dentro de las características del modelo logístico se ha identificado que existe una biomasa que puede ser removida del sistema sin alterar el tamaño de la población. Tal posibilidad se obtiene cuando la tasa de crecimiento es máxima y se define cuando  $W = K/2$ . Esta cantidad se ha denominado como "rendimiento" o "rendimiento máximo sostenible" y se ha utilizado como una unidad importante de medición para cualquier población administrada con fines de explotación (Krebs, 1985).

Romero (1989), dedujo a partir de 6.6 que este punto está representado por:

$$R^* = \frac{ArK}{4} \quad (6.7)$$

Con  $R^*$  en  $\text{kg día}^{-1}$

Esta expresión es de utilidad práctica porque permite tener una predicción matemática del comportamiento de la biomasa total del lirio en la presa Requena en su máxima infestación y el efecto ejercido por la trituration y acciones colaterales para su declinación.

De tal manera que si tenemos:

Area del embalse en el periodo de  
Noviembre de 1986 - abril 1987  
(Tabla 15).

$$A = 4'928,300 \text{ m}^2$$

Tasa de crecimiento  
(Tabla 17 a)

$$r = 0.049 \text{ día}^{-1}$$

Capacidad de carga

$$K = 51.0 \text{ kg m}^{-2}$$

Capacidad de remoción

$$R, \text{ ELEGIBLE}$$

Con estos datos utilizados en (6.7) se obtiene:

$$R^* = \frac{ArK}{4} = 3'080,000 \text{ kg día}^{-1} = 3,080 \text{ ton día}^{-1}$$

Este fue el rendimiento máximo sostenible para la Presa Requena bajo las condiciones específicas. Si se tiene un nivel inferior a  $R^*$  el abatimiento de la cobertura nunca se alcanza. Sin embargo, si se presentan biomazas iniciales bajas, sí ocurre el abatimiento, debido a que el modelo depende de manera importante de la densidad

inicial del lirio o sea la biomasa por  $m^2$  en el momento en que se inicia la remoción de la población.

Cuando se tiene una tasa de remoción mayor al valor del rendimiento máximo sostenible, en todos los casos se logra el abatimiento de la cobertura.

Para saber que tanto puede simular el modelo lo ocurrido en la presa Requena, se utilizó una versión del mismo en programa BASIC que proporciona los valores numéricos, el cual fue traducido a una hoja de cálculo Lotus 123, que permite un manejo más rápido y sencillo de los datos para su posterior representación gráfica y que fue generado por Bravo (1990).

Para analizar dicha simulación se establece:

1. El período considerado es de noviembre de 1986 a abril de 1987 como consecuencia de que fue el intervalo donde se presentó la biomasa total máxima a partir de la cual, se inició la declinación de la cobertura hasta alcanzar 10% de la superficie. En los meses anteriores a noviembre, la declinación de la cobertura se debió a una baja en el almacenamiento en la presa, y por lo tanto en su superficie (Figura 14). Por otro lado, la máquina trituradora "Retador" se introdujo en julio de 1986, detectándose su efecto a partir de enero de 1987 como consecuencia de la baja en la tasa de crecimiento de las plantas (invierno) y la baja paulatina del nivel del agua. La no declinación de la biomasa de julio a noviembre se explica por que la remoción fue mayor a 0 pero en un nivel menor a  $R^*$ .

2. En la presa no se llegó a la cobertura igual a 0. La tendencia a la declinación total fue interrumpida aproximadamente a los 181 días porque existió un incremento en el nivel de la presa o un aporte de plantas al presentarse las lluvias entre marzo y abril, reflejándose en un aumento en la biomasa y cobertura en mayo (Figuras. 10, 11 y 14).

3. El área del embalse a considerar fue el promedio obtenido a partir de los valores de noviembre a abril ( $4'930,000 m^2$ ).

4. Se utilizan los datos generados en la presa para verano-otoño-invierno (Tabla 17 a).

Con estas consideraciones se obtiene que la declinación de la biomasa pudo deberse por las siguientes tres posibilidades:

a) La remoción fue inferior al rendimiento máximo sostenible ( $R < R^*$ ). Este caso sólo es posible cuando la biomasa inicial es baja. En la Figura 15 se presenta la simulación cuando la remoción es de 3,000 ton/día, la biomasa inicial es de  $18.5 kg m^{-2}$  y se utilizó un valor de  $r = 0.05$  días y una  $K = 51 kg m^{-2}$ . La curva concuerda con los tiempos observados en la presa para la declinación máxima (181 días), sin embargo,

Figura 14. Volumen almacenado y precipitación en la presa Requena, Hgo. (1986-1987).

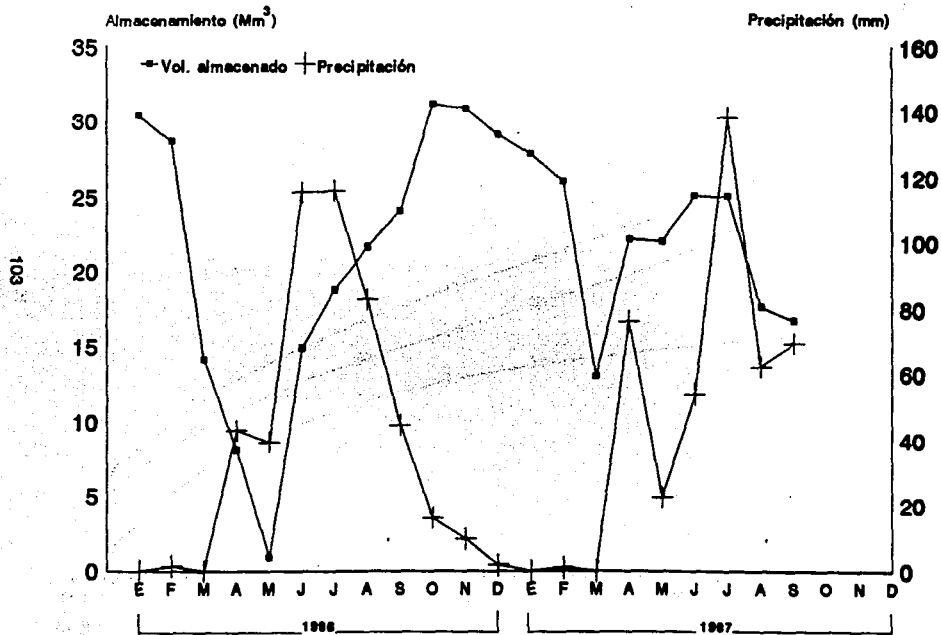
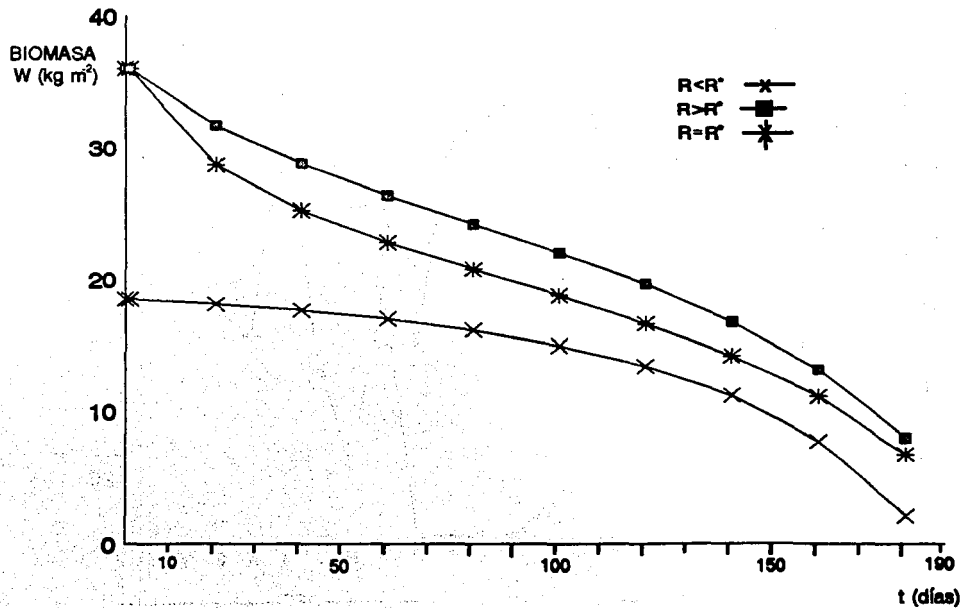


Figura 15. Aplicación del modelo de control del lirio acuático en la presa Requena, Hgo. Simulación del comportamiento de la biomasa en el periodo de noviembre 1986 a abril 1987.



el comportamiento de la biomasa en la presa no permite suponer un comportamiento de este tipo (Tabla 15).

b) La remoción fue mayor al rendimiento máximo sostenible ( $R > R^*$ ). En la Figura 15 se presenta la simulación cuando la remoción es de 3,675 ton/día, la biomasa inicial es de 36 kg m<sup>2</sup>,  $r = 0.05$  días y  $K = 51$  kg m<sup>2</sup>. Esta simulación concuerda con la declinación máxima y utiliza los datos completos de la Tabla 15. Con estos datos el control "total" se alcanzaría entre los 190 y 200 días (mayo), lo que no ocurrió por lo expuesto anteriormente. Por lo tanto, a los 181 días se dejó una biomasa remanente de 13,494 ton, correspondientes a 35 ha (Tabla 15).

La simulación realizada requiere valorar el nivel de importancia de cada uno de los factores que intervinieron en la declinación de la biomasa y que fueron:

- La capacidad de destrucción de lirio por parte de la máquina tipo "Retador", introducida al sistema a mediados de 1986;
- La mortandad de la biomasa en la época de invierno debido a las heladas (diciembre - febrero) y
- La pérdida de la biomasa por la baja de nivel de la presa en la época de estiaje (diciembre 1986 - abril, 1987) (Figura 11), lo cual permitió que el lirio se postrara, secase y quemara en las riberas de la presa.

El primer factor fue posible evaluarlo con el procedimiento descrito en la sección de materiales y métodos aplicado en la Laguna de Zumpango. El resultado fue 355 ton. en ocho h, 710 en 16 h y 1065 en 24 h. Con la biomasa promedio en la zona evaluada en la laguna (30 kg m<sup>2</sup>) se obtuvieron los siguientes valores correspondientes: 1.16 ha en ocho h, 2.36 ha en 16 h y 3.55 ha en 24 h.

La presa Requena presentó una biomasa promedio de  $35.74 \pm 7.26$  por lo que es un valor próximo al del Zumpango. Suponiendo que en el embalse la máquina trabajó ininterrumpidamente los 181 días (tiempo en el que se representó la declinación de la biomasa) dos turnos de ocho h, es decir, 16 h al día con un tasa de destrucción promedio de 710 ton día<sup>-1</sup> (1.97 ha día<sup>-1</sup>), la trituración mecánica en la presa destruyó dentro del periodo un total de 128,510 ton. de lirio de un total removido de 665,175 ton., valor calculado multiplicando  $R$  (3,675 ton día<sup>-1</sup>) por los 181 días considerados.

El dato obtenido daría un valor de importancia mucho mayor a la mortalidad de las plantas por el invierno y la disminución del nivel, factores que no pudieron cuantificarse. Poco se sabe cuanto lirio se pierde por esos factores ya que para cada sitio es diferente, no obstante, se tienen antecedentes que indican que por la baja de nivel se puede perder hasta 50% de la infestación, como en el caso de la presa Tacotán en Jal. (Gutiérrez *et al.*, 1993). Con una tasa de 3,675 ton día<sup>-1</sup> durante 181

días es posible dejar como se indicó anteriormente, 35 ha en la presa, cobertura que hubiera sido triturada por la máquina entre 17 y 20 días tomando en cuenta una eficiencia cercana a las 2 ha al día, con lo que se hubiera controlado totalmente el lirio en la presa en el tiempo que predice el modelo. Como ya se señaló, hubo un incremento de la cobertura por el aporte de plantas de la cuenca y/o incorporación de plantas de las riberas por incremento de nivel. Con estos datos el modelo se ajustó estrechamente al comportamiento del lirio en la presa.

c) La remoción fue igual al rendimiento máximo sostenible ( $R = R^*$ ). Se podría pensar que la cantidad de remoción del lirio en la presa en el caso anterior es muy elevada y considerar otras posibilidades. Para que  $R = R^*$  la biomasa inicial debe ser más baja pero no es consistente con lo observado en la presa.

El otro factor que influye en la dinámica que se pretende simular es la capacidad de carga (K). La capacidad de carga considerada es  $51 \text{ kg m}^{-2}$  que fue el valor más alto registrado en los corrales de confinamiento (verano - otoño - invierno) y en los muestreos de biomasa realizados en la presa; sin embargo, los datos de la Tabla 15 en relación con la biomasa por  $\text{m}^2$  indican que existe una tendencia a que los valores que más se presentan están dentro del intervalo de entre 36 y  $42 \text{ kg m}^{-2}$ . Si se utiliza una  $K = 42 \text{ kg m}^{-2}$ , una  $r = 0.05$  y una  $R$  de aproximadamente  $3,000 \text{ ton día}^{-1}$ , se obtiene una simulación que se aproxima mucho al comportamiento del lirio en la presa (Figura 15). Puede ser una posibilidad pero el caso  $R < R^*$ , reproduce con bastante aproximación la situación valorada en la presa en estudio ya que coincide el análisis matemático y las observaciones de campo.

Romero (1989), anota que el modelo logístico con remoción requiere de fuertes simplificaciones, tal como que se considera una distribución uniforme del lirio en toda la superficie del cuerpo de agua y una remoción constante, sin embargo, a pesar de estas limitaciones, el modelo permitió predecir el comportamiento de la biomasa sometida a una remoción y se convierte en una excelente herramienta en la planeación del control de esta maleza.

#### 6.1.4 Calidad del agua

No existen muchos estudios sobre la calidad del agua de la presa Requena y los pocos que se han realizado solamente hacen referencia a determinaciones analíticas en la entrada y la salida del embalse. En SARH (1976), se menciona que debido a que el tiempo de retención del agua es muy reducido, las aguas almacenadas no alcanzan a autodepurarse, presentando en el efluente altas concentraciones de fosfatos y nitratos hasta en la época de lluvias, siendo respectivamente de  $1.4 \text{ mg L}^{-1}$  y  $1.8 \text{ mg L}^{-1}$ . Así mismo, se encontraron valores de DBO<sub>5</sub> de  $9.5 \text{ mg L}^{-1}$  (estiaje) y DQO de  $19.8 \text{ mg L}^{-1}$  (lluvias). Cabe mencionar también que en ese entonces el canal El Salto constituía el 36% del volumen total aportado hacia la presa y que éste, como conductor de los excedentes de las aguas residuales de la ciudad de México vía emisor central,

introducía grandes cantidades de fosfatos ( $3.5 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitrógeno amoniacal ( $4.1 \text{ mg L}^{-1}$ ) y detergentes ( $0.054 \text{ mg L}^{-1}$ ). Las aportaciones de agua por el canal El Salto prosiguieron hasta agosto de 1985 alcanzando gastos hasta de  $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Guerrero (1982), encontró concentraciones superficiales de oxígeno disuelto (OD) superiores a  $7.6 \text{ mg L}^{-1}$  de mayo a septiembre, inferiores a  $7.0 \text{ mg L}^{-1}$  de octubre a marzo, llegando a registrarse hasta  $2.4 \text{ mg L}^{-1}$  en noviembre.

Gutiérrez y Díaz (1986), encontraron en la presa las siguientes características: concentraciones de OD en condiciones anóxicas y esporádicamente en superficie alcanzando valores de  $2.8 \text{ mg L}^{-1}$ , aguas generalmente alcalinas ( $7.8 \pm 0.45$ ) con concentraciones moderadas de nitratos ( $\leq 0.001$ -  $0.042 \text{ mg L}^{-1}$ ) altas de fosfatos ( $0.94 \pm 1.2 \text{ mg L}^{-1}$ ), de buena calidad para la dureza ( $151 \pm 47.9 \text{ mg L}^{-1}$ ), alcalinidad ( $137.1 \pm 49.5 \text{ mg L}^{-1}$ ) y conductividades con valores de  $336.1 \pm 1,137 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ .

Para 1987, se realiza la evaluación de calidad del agua dentro del período de marzo a noviembre, es decir, dentro del proceso de control del lirio acuático en la presa, tratando de identificar los cambios sufridos por esta acción. Inicialmente se describen los principales resultados de calidad del agua para posteriormente describir los relativos a la evaluación del estado trófico de la presa.

Los datos promedio para cada estación en la presa, fueron sometidos a una prueba de "T de Student" cuyo propósito fue establecer si las diferencias entre las medias observadas corresponden a variaciones debido a que son poblaciones distintas o sea que las estaciones fueran diferentes en su comportamiento. Los parámetros comparados fueron pH, DBO<sub>5</sub>, DQO, PO<sub>4</sub> Total, clorofila "a", N - orgánico y conductividad, según la expresión dada por Zar, (1979):

$$t = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\sqrt{\frac{S^2_P}{n_1} + \frac{S^2_P}{n_2}}} \quad (6.8)$$

$$S^2_P = \frac{V_1(S_1)^2 + V_2(S_2)^2}{V_1 + V_2} \quad (6.9)$$

**Donde**

$Y_1$  y  $Y_2$  : medias de las poblaciones 1 y 2.

$S_1$  y  $S_2$  : desviación estándar de las poblaciones 1 y 2.

$N_1$  y  $N_2$  : No. de datos de las poblaciones 1 y 2.

$V_1$  y  $V_2$  :  $(n_1 - 1)$  y  $(n_2 - 1)$ , respectivamente.

La hipótesis nula:  $\mu_1 = \mu_2$  y la alternativa  $\mu_1 \neq \mu_2$

Los resultados obtenidos demostraron que con un nivel de confianza mayor al 95%, se acepta la hipótesis nula para todos los parámetros comparados y para todas las estaciones. Posteriormente se aplicó la misma prueba a los promedios superficiales de todas las estaciones y se comparó con los profundos, obteniendo resultados similares. Rast y Lee (1978), citado en Castagnino (1982), considera que diferencias de conductividad de 50  $\mu\text{mhos/cm}$  son indicativas de diferencias objetivas entre puntos de muestreo, condición que nunca ocurrió entre las estaciones de muestreo, ni entre los niveles de profundidad evaluados.

Bajo este sustento y con el objeto de ser interpretados todos los datos para todas las estaciones y para ambas profundidades de muestreo, fue promediado cada parámetro y conjuntado en un sólo dato (Tabla 19).

El pH de la presa Requena es alcalino (7.34), aunque fluctúa en la neutralidad con valores característicos de aguas naturales, presentando sólidos suspendidos (fijos y volátiles) indicativos de la dinámica de la cuenca y el aporte de materia orgánica al sistema. Con alcalinidad y dureza media, típica de aguas muy productivas y con concentraciones de sulfatos que comúnmente se presentan en la naturaleza, según Arrignon (1979).

Las concentraciones de fósforo total encontradas son altas (0.38  $\text{mg L}^{-1}$ ) considerando que los niveles de un lago no contaminado presenta cantidades del orden de 0.01  $\text{mg L}^{-1}$ , según McNeely (1979).

Los niveles de DQO presentaron un promedio que está ligeramente por arriba del valor considerado como normal (20  $\text{mg L}^{-1}$ ) por Chapman (1992); sin embargo, se detectaron concentraciones esporádicas tan altas como 260  $\text{mg L}^{-1}$ , indicando la presencia de descargas industriales y la propia descomposición del lodo. La DBO<sub>5</sub> fue baja tomado en cuenta el nivel de 4 y 20  $\text{mg L}^{-1}$  mencionados por McNeely (*op. cit.*) y Chapman (1992), respectivamente.

Es de resaltar que el promedio de OD superficial y el profundo (Tabla 19), revelaron valores que manifiestan la recuperación del embalse, ya que se había observado en muestreos anteriores (1986), que el oxígeno generalmente se presentaba en valores por abajo de 0.5  $\text{mg L}^{-1}$ .

**Tabla 19. Análisis fisicoquímicos y de clorofila "a" en la presa Requena, Hgo. 1987.**

PARAMETRO	PROMEDIO	D. SDT	INTERVALO	
	(mg L <sup>-1</sup> )	( ± )	MAXIMO	MINIMO
Temp. amb (°C)	22.90	2.62	34.0	19.0
Temp. agua (°C)	20.90	2.37	24.0	16.5
Trasparencia (m)	0.79	0.31	1.50	0.16
O.D. Superficie	4.14	2.73	11.30	0.40
O.D. Fondo	2.32	1.40	6.0	0.30
pH	7.34	0.30	9.10	6.30
Turb. ppm/SiO <sub>2</sub>	22.02	17.42	80.0	1.20
Color Pt/Co	126.54	141.96	750.0	7.0
DBO <sub>5</sub>	2.49	1.62	10.0	1.0
DQO	27.13	18.97	260.0	5.0
P-orto	0.21	0.11	0.52	< 0.01
P-total	0.38	0.18	1.52	0.09
N-org	1.69	1.65	16.24	0.25
N-NH <sub>3</sub>	0.35	0.35	1.12	< 0.05
N-NO <sub>3</sub>	0.11	0.11	0.76	< 0.001
N-NO <sub>2</sub>	0.02	0.04	0.29	< 0.001
SO <sub>4</sub>	15.90	4.11	27.0	8.0
Dureza total	103.13	22.09	159.0	72.0
Alcalinidad tot.	110.55	29.19	180.0	56.0
Conduct. µmhos/cm	274.53	49.66	370.0	153.0
SSF	32.75	48.92	346.0	0.0
SSV	15.65	15.86	128.0	0.0
Clorofila "a"	35.62	14.22	79.71	3.74

Si observamos el comportamiento de la temperatura con respecto a la profundidad de la presa, del período de marzo a septiembre de 1987 que se presenta en la Figura 16, se puede clasificar al embalse como polimíctico presentándose una mezcla completa en la columna de agua. Este comportamiento está relacionado directamente con la política de operación de la presa, que por necesidades de riego, los niveles del agua son muy variables ocasionando que la columna de agua esté en continuo movimiento vertical y horizontal. Existen en la presa de 2 a 3 renovaciones de agua por año.

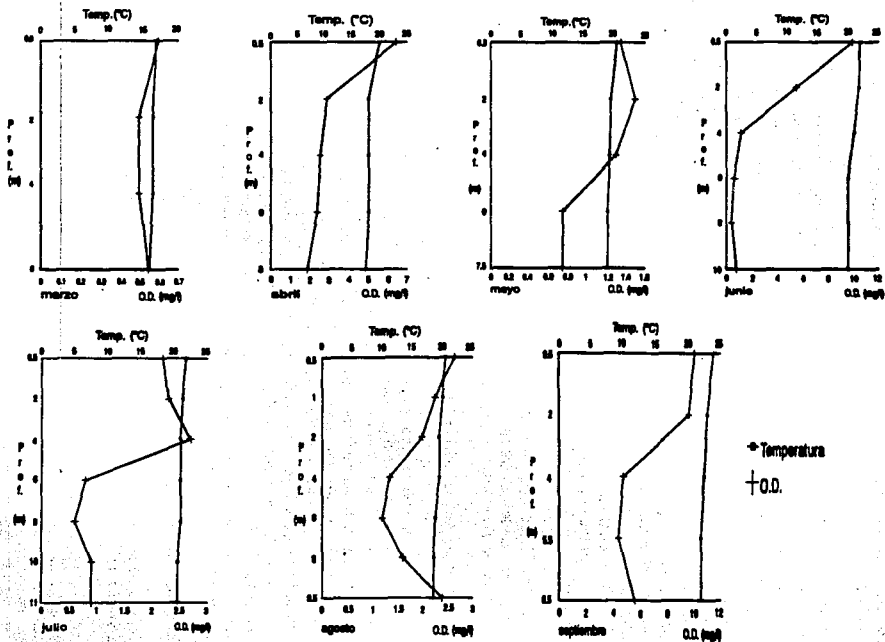
El OD proporciona una indicación de la rehabilitación parcial del embalse, encontrando valores hasta de  $9 \text{ mg L}^{-1}$  (junio), correspondiente al valor máximo de clorofila "a" ( $80 \text{ mg/m}^3$ ). El oxígeno disuelto que se produce en la superficie, es demandado en parte por la descomposición activa que se produce en los fondos cuyas cantidades de oxígeno siempre fueron menores a la superficie.

Los niveles de OD fueron fluctuantes mes a mes por la continua renovación del agua y la descomposición del lirio acuático. Se generaron florecimientos algales muy evidentes por el color verde intenso que se presenta en la superficie. Los niveles promedio de clorofila, según Vollenweider (1983), son característicos de aguas muy productivas, evidenciando que los nutrientes disponibles para el crecimiento que antes utilizaba el lirio acuático, ahora es utilizado por el fitoplacton, constituyendo esta comunidad un eslabón muy importante para el establecimiento de comunidades heterótrofas. En la presa se han estado introduciendo peces (carpas), los cuales podrían desarrollarse en este tipo de aguas con un alto contenido de materia orgánica.

Las concentraciones de nitrógeno como  $\text{NH}_3$  en aguas superficiales son generalmente menores que  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$  (Mc Neely, *op. cit.*). Sin embargo, en la columna de agua se encontró en una concentración promedio muy alta de  $0.35 \text{ mg L}^{-1}$ . Esta concentración indica que existió una descomposición de materia orgánica nitrogenada producto de la descomposición del lirio acuático, además de una reducción de los nitratos y los nitritos por parte de las bacterias en las condiciones anaeróbicas de los fondos. Los niveles encontrados de  $\text{NH}_3$  evidencian también la introducción de desechos nitrogenados domésticos e industriales recientes, tomando en cuenta que el  $\text{NH}_3$  es un compuesto que no es persistente en un medio aerobio. Esto era de esperarse debido a que la presa recibe a través del Río Tepeji las descargas residuales de la Cd. de Tepeji del río más escurrimientos con volúmenes temporales apreciables de descargas de aguas residuales domésticas e industriales.

El  $\text{NH}_3$  es un tóxico importante para peces ya que en grandes cantidades reduce la capacidad de intercambio de oxígeno de la sangre ocasionando asfixia. En visitas realizadas a la presa en marzo 1987, se encontraron peces en la superficie con signos inequívocos de asfixia, provocada quizá por un efecto combinado del  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2$  y las bajas concentraciones de oxígeno, entre otros factores detectados.

Figura 16. Comportamiento del oxígeno disuelto en función de la profundidad en la presa Requena, Hgo., de marzo a septiembre de 1987.



Los  $\text{NO}_3$  en el embalse son bajos si se toma en cuenta que es la forma principal de combinación del nitrógeno en las aguas naturales debido a su estabilidad y solubilidad en el agua.

Como puede apreciarse en la Tabla 19, las cantidades promedio encontradas de nitrógeno orgánico son muy altas en comparación con las otras formas de nitrógeno. Mc Neely (*op. cit.*) menciona que las aguas superficiales generalmente presentan valores en  $0.01 \text{ mg L}^{-1}$  y si encontramos que en la presa existen del orden, de  $1.7 \text{ mg L}^{-1}$ , entonces se deduce que parte del nitrógeno orgánico es aportado por el lirio acuático. El nitrógeno orgánico es la forma más reducida del nitrógeno, incluyendo compuestos orgánicos tales como proteínas, polipéptidos, aminoácidos y urea. La urea como último producto del metabolismo de las proteínas es excretada por la orina, concluyéndose que las descargas domésticas que recibe la presa, incrementan los niveles de nitrógeno orgánico. Probablemente las condiciones poco oxidantes, establecidas en el agua, no permiten en gran medida la formación de compuestos asimilables para las plantas, tales como los nitratos. Es posible que tan pronto se producen, éstos son asimilados por el fitoplancton dados los valores obtenidos para la clorofila.

Según Mc Neely (*op. cit.*), el nitrógeno total Kjeldahl (suma de N - amoniacal y N - orgánico), puede contribuir de manera importante a establecer una condición de eutroficación en el sistema, fenómeno que será discutido posteriormente.

#### 6.1.5 Evaluación del nivel trófico del sistema

Con el panorama planteado respecto a las condiciones prevalecientes en la presa en 1986, para 1987 se vio la necesidad de valorar el estado trófico de este embalse, así como cuantificar las fuentes de incorporación de nutrientes que generan su problemática. Esto es necesario en el sentido de conocer las medidas correctivas que pueden tomarse para lograr un aprovechamiento múltiple. Para llevar a cabo esta evaluación, se utilizaron las metodologías simplificadas para el análisis de la eutroficación de los lagos cálidos propuestas por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente CEPIS (Castagnino, 1982; Salas 1983; Salas y Limón, 1986). Para llevar a cabo esta evaluación fue necesario generar la información básica que permita la aplicación del modelo propuesto por el CEPIS. Dicha información se presenta en la tabla 20

#### Aplicación del modelo.

Una vez obtenidos los datos básicos se utilizaron en el modelo CEPIS (Salas y Limón, 1986) (3.1):

$$P_A = \frac{L(P)}{Z} - \frac{T_w^{0.8}}{3}$$

**Tabla 20. Datos básicos utilizados para la estimación del estado trófico de la presa Requena, Hgo.**

PARAMETRO	VALOR	METODO DE OBTENCION
Superficie de la presa	4.8 km <sup>2</sup>	Promedio de las superficies diarias (1/10/1988 - 30/9/1987)
Volumen promedio anual	24 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Promedio de los volúmenes diarios del período
Volumen anual de tributario		
• Río Tepeji	94 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	Suma de volúmenes mensuales totales registrados durante el período
• Descarga retorno agrícola	2 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	Suma de los aportes mensuales calculados a partir del gasto obtenido el día del muestreo.
• Escurrimiento 1	0.23 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	
• Escurrimiento 2	0.11 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	
• Manantiales	0.08 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	
Volumen anual del efluente	91 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	Suma de extracciones mensuales, tanto del canal principal Requena como del canal Smelts (Fig. 2)
Profundidad media ( $\bar{z}$ )	5 m	$\bar{z} = \frac{V}{S}$ <p>V : volumen promedio anual S : superficie</p>
Profundidad máxima	13 m	Piano topográfico
Precipitación anual	2 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Suma de precipitaciones diarias del período
Tiempo de residencia hidráulica (T <sub>w</sub> )	0.26 años	$T_w = \frac{V}{Q_e}$ <p>V : volumen de la presa (m<sup>3</sup>) Q<sub>e</sub> : volumen extraído (m<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>)</p>

Donde

$P_A$  : concentración de fósforo en el lago ( $\text{mg P m}^{-3}$ )

$L(P)$  : carga superficial de fósforo ( $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ).

$Z$  : profundidad media (m)

$T_w^{0.8}$  : tiempo de residencia hidráulica (años).

De esta expresión sólo falta calcular la carga superficial de fósforo, la cual es definida como carga total de fósforo aportado a la presa, entre su área (Tabla 20).

La carga total de fósforo aportada al sistema se calculó estimando primero la carga total de fósforo para cada tributario. Este cálculo se presenta en la Tabla 21 y se obtuvo multiplicando el gasto anual de cada tributario para la concentración promedio de fósforo total en los meses muestreados. La suma de las aportaciones unitarias dio como resultado que el aporte de fósforo al embalse es de  $63.5 \text{ ton P año}^{-1}$ . Con el objeto de conocer la limitación de fósforo o nitrógeno se calculó de la misma manera que para el fósforo, la carga total de nitrógeno al sistema, cuyo resultado aparece en la misma Tabla y fue de  $470 \text{ ton N año}^{-1}$ . El nitrógeno considerado fue el nitrógeno total Kjeldahl que es la suma del orgánico más el amoniacal. Con estos valores y tomando en cuenta la relación propuesta por Vollenweider (1983), de  $\text{N:P} = 9:1$  se obtuvo una relación de 7:1. La relación obtenida indica que el sistema pudiera estar limitado por nitrógeno, sin embargo, como se discutió en los aspectos relacionados con la calidad de agua de la presa, es evidente que los niveles encontrados en la columna de agua distan mucho de ser considerados como limitantes. Es posible que la relación de 9:1 no se halla obtenido debido a que no se cuantificaron todas las fuentes posibles de aporte, como es principalmente las fuentes no puntuales (difusas). La carga superficial de fósforo se calcula dividiendo la carga total de fósforo entre el área del lago (Tabla 20), obteniendo  $L(P) = 13\,229.2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ año}$ . Substituyendo los valores en la ecuación del modelo simplificado se obtiene:

$$P_A = \frac{13,229.2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ año}}{5} \times \frac{0.26^{0.8}}{3}$$

$$P_A = 2,645.84 \times 0.1135$$

$$P_A = 300.3 \text{ mg P m}^{-3}$$

**Tabla 21. Estimación de la carga de nutrientes aportada a la presa Requena, Hgo. 1987.**

Fuente	Q anual (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup> )	Fósforo total = (mg L <sup>-1</sup> )	Aportación de P (ton año <sup>-1</sup> )	Nitrógeno total = (mg L <sup>-1</sup> )	Aportación de N (ton año <sup>-1</sup> )
Río Tepeji	94.0	0.63	62.0	4.92	462.5
Descarga de retorno agrícola	2.0	0.20	0.40	0.81	1.6
Escorrentamiento 1	0.23	3.38	0.80	20.1	4.6
Escorrentamiento 2	0.11	2.22	0.24	9.8	1.10
Manantiales	0.08	0.06	0.005	0.92	0.07

**Totales = 63.5 ton P año<sup>-1</sup> y 470 ton N año<sup>-1</sup>**

Si comparamos el valor de  $P_1$  con aquella concentración promedio de fósforo encontradas en la presa de  $380 \text{ mg P m}^{-3}$  (Tabla 19), se observa que el valor que predice la ecuación está muy por debajo. Esto evidencia que debe existir otra fuente de fósforo que no ha sido cuantificada.

La posible fuente adicional de fósforo bien puede considerarse a ser producto de la descomposición del lirio acuático que la máquina picadora trituró, más las aportaciones de las fuentes no puntuales que no fueron cuantificadas.

Calculando  $L(P) \bar{Z}^{-1}$  obtenemos  $3.1 \text{ g P m}^{-3} \text{ año}$ , valor que se relaciona con un  $T_w$  de 0.26 años en la gráfica de Salas y Limón (1986), (Figura 17) de clasificación trófica. Se obtuvo que la presa Requena se clasifica, como era de esperarse, como eutrófica. Si comparamos los valores de los parámetros que se muestran en la Tabla 22, que son índices para clasificar a los lagos templados, con los obtenidos en este estudio, se puede concluir también que la presa con concentraciones promedio de fósforo y de clorofila "a" de 380 y  $35.6 \text{ mg m}^{-3}$ , con una transparencia obtenida a través del disco de Secchi de 0.79 cm, no mayor de 1.5 m y otras características ya mencionadas, como un embalse típicamente eutrófico.

El análisis permite estimar la carga superficial de fósforo que podría llevar al embalse a un nivel mesotrófico y aún oligotrófico, según la Figura 17. Se estimó que una carga superficial ( $L(P)$ ) de fósforo de  $881 \text{ mg P m}^{-2} \text{ año}$  equivalente a un aporte de 4.22 ton del nutriente para llegar a un nivel oligotrófico y de  $1762.7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ año}$  correspondiente a un aporte de 8.46 ton  $P^{-1}$  al año.

Los valores obtenidos corresponden a una reducción del 93% y 87% de la carga actual (63.5 ton). Evidentemente esto es muy difícil, pero contribuiría en algo el desvío de las aguas residuales de la ciudad de Tepeji del Río ya que este tributario contribuye con más de 98% de las aportaciones recibidas. Es entonces importante controlar las descargas que se encuentran sobre el río Tepeji.

La aireación en la presa que es recomendada en aquellos embalses que presentan condiciones anaeróbicas en el hipolimnion, ayudaría en algo pero quizá no más de lo que la dinámica del sistema está produciendo

Extraer los sedimentos podría reducir la tasa de aporte sedimentario, sin embargo, la presa Requena presenta variaciones en el nivel del agua que provocan la exposición y desecación de los sedimentos promoviendo su estabilización. La exposición de los sedimentos provoca la formación de una capa oxidada que inhibe la liberación de fósforo a la columna de agua una vez que se restituyen los niveles normales del agua (Martino, 1989). Por lo tanto, es conveniente mantener las disminuciones bruscas de nivel del agua que normalmente ocurre en este tipo de embalse utilizado para riego.

Las determinaciones de materia orgánica en tres estaciones de la presa Requena se presentan en la Tabla 23. Es importante observar que en la estación del muelle existe

Figura 17. Estimación de la clasificación trófica de la presa Requena, Hgo., utilizando la relación del aporte superficial de fósforo y la profundidad media  $L(p)$   $\bar{Z}$  en función del tiempo de retención hidráulico ( $T_w$ ) (Salas y Limón, 1986).

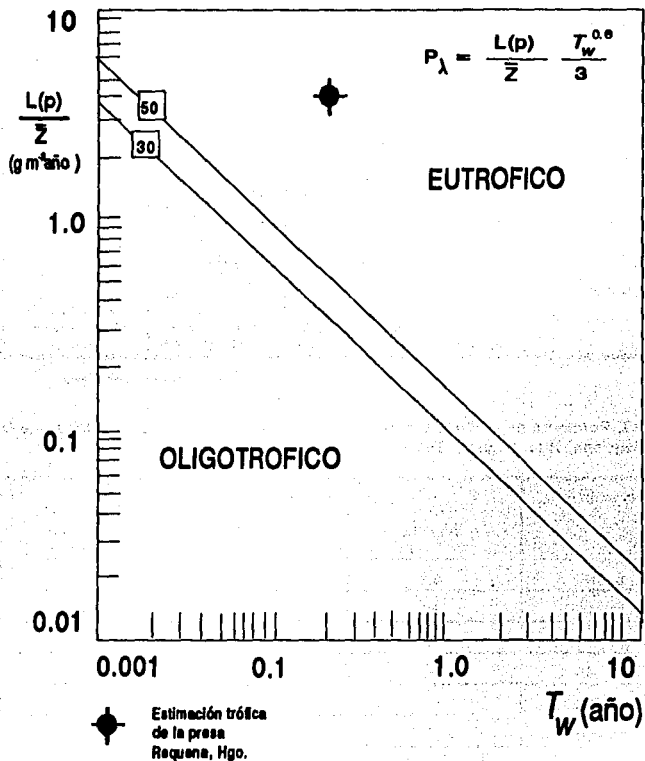


Tabla 22. Niveles de fósforo total, clorofila "a" y transparencia utilizados para la clasificación trófica de lagos templados (Olvera y Díaz, 1986).

NIVEL	Fósforo total (mg m <sup>-3</sup> )	Clorofila "a" (mg m <sup>-3</sup> )	Transparencia Secchi (m)	Referencias
OLIGOTRÓFICO	< 10	< 7	> 3.7	EPA-NES, 1974 Carlson, 1974 Sakamoto, 1966 Nas, 1972 Dobson, 1974 Vollenweider, 1983
	0.75	0.9-0.594	8.64	
MESOTRÓFICO	-	< 4	-	EPA-NES, 1974 Carlson, 1974 Sakamoto, 1966 Nas, 1972 Dobson, 1974 Vollenweider, 1983
	-	< 4.3	-	
	-	MED	MED	
	-	MAX	MIN	
	10-20	7-12	2-3.7	
EUTRÓFICO	12-24	2.6-6.4	2-4	EPA-NES, 1974 Carlson, 1974 Sakamoto, 1966 Nas, 1972 Dobson, 1974 Vollenweider, 1983
	-	1-1.5	-	
	-	4-10	-	
	-	4.3-8.8	-	
	10-35	MED	MED	
EUTRÓFICO	-	MAX	MIN	EPA-NES, 1974 Carlson, 1974 Sakamoto, 1966 Nas, 1972 Dobson, 1974 Vollenweider, 1983
	-	2.5-8	3.6	
	> 20	> 12	< 2	
	48-768	20-1,183	0.082-1	
	-	5-140	-	
-	> 10	-		
-	> 8.8	-		
-	MED	MED		
≥ 35-100	18-25	MAX	MIN	
		25-75	1.5-3	0.7-1.5

MED.- medio MIN.- mínimo MAX.- máximo

Tabla 23. Porcentaje de materia orgánica en los sedimentos de tres estaciones de la presa Requena, Hgo. (Agosto 1987).

PROF. SED. (m)	ESTACION		
	MUELLE M.O. (%)	SALTO M.O. (%)	CORTINA M.O. (%)
0 - 10	5.5	13.5	13.0
10 - 20	6.7	16.5	14.2
20 - 30	7.2	15.2	12.7
30 - 40		20.3	13.7
40 - 50		12.9	11.3
50 - 60		14.6	11.8
60 - 70		13.0	

un contenido de materia orgánica muy bajo en comparación con las estaciones más profundas del salto y cortina, evidenciando el flujo del depósito de partículas alóctonas.

Los porcentos de materia orgánica encontrados son difíciles de explicar dado que Margalef (1983), menciona que el ámbito que en general puede esperarse en los embalses es de 10-30%. Tomando en cuenta las condiciones de la presa Requena debieran de encontrarse niveles más altos. Sin embargo no lo son, quizá debido a que en este embalse se está llevando a cabo un proceso de degradación de la materia orgánica muy acelerado, promovido principalmente por el recambio continuo del agua en la parte profunda.

## 6.2 Presa Endhó

### 6.2.1 Efectividad del herbicida glifosato.

Las características promedio de las plantas introducidas en las áreas experimentales, corresponden a lirios que tienen una longitud máxima de  $50.0 \pm 14.6$  cm,  $5.86 \pm 2.24$  hojas por individuo con una área foliar por hoja de  $83.81$  cm<sup>2</sup> y  $5.17 \pm 1.97$  individuos por kg, con una área foliar por kg de aproximadamente  $2514.3$  cm<sup>2</sup>.

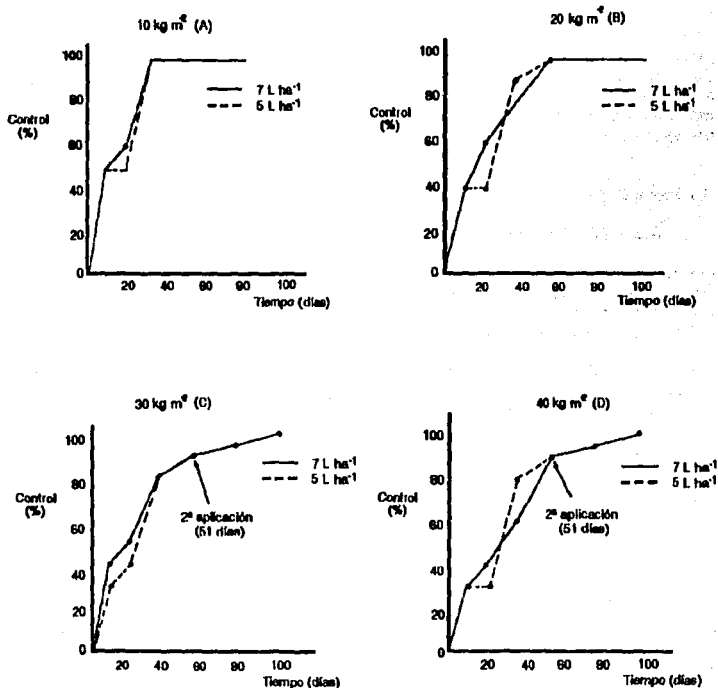
Las biomásas de 10, 20, 30 y 40 kg m<sup>2</sup> presentaron una área teórica potencial para la asimilación del herbicida (hojas) de 2.5, 5.0, 7.5 y 10 m<sup>2</sup>, respectivamente. Con estas determinaciones se supone que el área potencial del tratamiento es mucho mayor que el área estimada por la proporción del espacio cubierto por la maleza visto desde arriba, debido al efecto de solapamiento de una planta sobre otra.

La evolución de los efectos producidos por el herbicida glifosato sobre las diferentes cantidades de biomasa evaluadas se presentan en la Figura 18. En ésta, se muestra los porcentajes de control alcanzado con respecto al tiempo y se muestra una comparación de los efectos encontrados por biomasa y tasa de aplicación.

La Figura 18 (A), (B), (C) y (D), permite evidenciar que no hubo una diferencia sustancial entre las tasas de aplicación probadas para alcanzar aproximadamente un 80% de control de la maleza en cada biomasa evaluada. Los efectos por cantidad de maleza varían de una dosis a otra en las etapas iniciales pero al final el resultado fue el mismo.

Para la biomasa de 10 kg m<sup>2</sup> el tiempo para un control definitivo (100%), fue de 33 días tanto para la dosis de 5 L ha<sup>-1</sup> como para la de 7 L ha<sup>-1</sup> (Figura 18 A). Para 20 kg m<sup>2</sup> el 100% de control se obtuvo a los 51 días para ambas tasas de aplicación (Figura 18 B). Finalmente, para 30 y 40 kg m<sup>2</sup> se alcanzó sólo el 90% de control de la planta a los 51 días, sin diferencia entre las dosis utilizadas (Figura 18 C y D).

Figura 18. Porcentaje de control del lirio acuático en cuatro diferentes cantidades de biomasa y dos niveles de tratamiento (5 y 7 L ha<sup>-1</sup>).



Los efectos observados fueron principalmente, la decoloración, identificada en las plantas al tomar un color amarillo paja, la deformación o marchitamiento al quedar flácidas y sin ningún vigor y la necrosis o pudrición al observarse la descomposición de los tejidos. Por otro lado, fue posible determinar cualitativamente el hundimiento de la maleza afectada, obteniéndose los siguientes resultados:

- Para todos los casos el hundimiento de la maleza sólo pudo identificarse hasta los 51 días del tratamiento.

- Para  $10 \text{ kg m}^{-2}$  se observó a los 51 días un 95% de pérdida de la masa vegetal para las dos dosis aplicadas. Las evaluaciones hechas son similares con aquellas llevadas a cabo por Singh y Müller (1979), quienes determinaron un período de decaimiento de 49 días. Para 51 días en 20, 30 y  $40 \text{ kg m}^{-2}$  los porcentajes de hundimiento fueron 70, 50 y 40%, respectivamente.

- A los 72 días de la aplicación se observaron 100, 95, 80 y 80% de hundimiento en 10, 20, 30 y  $40 \text{ kg m}^{-2}$ , respectivamente.

- Para los 95 días después de la aplicación inicial, en todas las biomásas sólo se observaban vestigios de la maleza y una proliferación de *Lemna* spp. en casi todos los corrales de experimentación, habiéndose detectado desde los 51 días.

Barrett (1985), menciona que dada las características de reproducción de lirio acuático, la densidad y al efecto de solapamiento de unas plantas con otras, el control de la maleza con una sola aplicación es casi imposible realizarlo. Este fenómeno, fue evidente por dos aspectos: en los pesos más altos ( $30$  y  $40 \text{ kg m}^{-2}$ ) sólo se obtuvo un 90% de control. A partir de los 51 días de haber realizado la aplicación, se observó un recrecimiento de la planta, identificado por la presencia de lirios jóvenes y vigorosos.

Las consideraciones anteriores, condujeron a realizar una segunda aplicación que fue llevada a cabo a los 51 días de haber realizado la primera, siendo la dosis correspondientes a  $2 \text{ L ha}^{-1}$ . Con este segundo tratamiento fueron alcanzados los resultados mostrados en la Figura 18 C y D. Es entonces que para 30 y  $40 \text{ kg m}^{-2}$  el control se obtuvo en una dosis total de  $3.33 \text{ kg ha}^{-1}$  con una primera aplicación de  $2.38 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $5 \text{ L ha}^{-1}$ ) y posteriormente otra a los 51 días correspondiente a  $0.95 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $2 \text{ L ha}^{-1}$ ).

Con respecto a los testigos, la biomasa alcanzada después de los 50 días de iniciado el experimento, resultó ser para una biomasa inicial de  $10 \text{ kg m}^{-2}$  de  $35 \text{ kg m}^{-2}$ , para la de 20 de  $58 \text{ kg m}^{-2}$ , para la de 30 de  $61 \text{ kg m}^{-2}$ , y para la de 40 de  $64 \text{ kg m}^{-2}$ .

En el caso de las biomásas de 30 y  $40 \text{ kg m}^{-2}$  es posible haber acelerado el tiempo de control si entre los 20 y 30 días de hecha la primera aplicación, se realiza la segunda,

ya que en este tiempo se tiene un control del 100% en la biomasa de 10 kg m<sup>-2</sup> y aproximadamente el 80% en las de 20, 30 y 40. Con ésto, pudo haberse evitado el recrecimiento observado a los 51 días. Quizá no es conveniente realizarla antes de este tiempo debido que el efecto de toxicidad se produce lentamente y en algunos casos pueden observarse en las primeras 3 semanas de tratamiento (Klingman *et al.*, 1975).

Los resultados obtenidos en cuanto al control de la maleza para 10 y 20 kg m<sup>-2</sup> concuerdan con aquellos obtenidos por Pieterse y Van Rijn (1974), quienes obtuvieron el control en un término de 56 días en una tasa de aplicación de 2 kg ha<sup>-1</sup>. En esta evaluación las dosis probadas corresponden a 2.38 kg ha<sup>-1</sup> (5 L ha<sup>-1</sup>) y 3.33 kg ha<sup>-1</sup> (7 L ha<sup>-1</sup>). Así mismo Evans (1978), utilizando una tasa de aplicación 3.36 kg ha<sup>-1</sup> obtuvo resultados satisfactorios. Las tasas de aplicación probadas están por debajo de aquella utilizada por Fernández *et al.*, (1978) y por arriba de las de Evans (*op.cit.*), aplicadas en Sudáfrica.

Zimmerman *et al.*, (1950), consideró un tratamiento efectivo cuando todo el lirio muere y se hunde en un término de 60 días. Tomando este criterio como válido, se puede afirmar que se obtuvo un control efectivo para las biomásas de 10 y 20 kg con una sola aplicación y para lograrlo en biomásas más altas se requieren aplicaciones sucesivas. Se advierte entonces que un efecto severo sobre las partes aéreas de las plantas, no es una indicación de que los rizomas bajo el follaje afectado no tengan la posibilidad de producir un recrecimiento. El herbicida glifosato se transloca a la mayor parte de la planta cuando el producto entra en contacto con la superficie fotosintética, obteniéndose relativamente bajo recrecimiento; sin embargo, los resultados podrían ser muy diferentes cuando se utilizan herbicidas de contacto que no tienen la posibilidad de dañar las estructuras de crecimiento.

## 6.3 Toxicidad

### 6.3.1 *Cyprinus carpio*

En el transporte, así como en el período de aclimatación de los organismos de prueba, no se presentó una mortandad mayor al 5 % que evidenciara el mal estado de los peces. En general, al agua de aclimatación se caracterizó por tener buenas condiciones de oxígeno (más de 7 mg L<sup>-1</sup>), por ser alcalina (pH = 8) y dura (dureza total igual a 265 mg L<sup>-1</sup>). Además de presentar una alcalinidad como CaCO<sub>3</sub> muy intensa (más de 300 mg L<sup>-1</sup>). La conductividad también fue alta (900  $\mu$ mhos cm<sup>-1</sup>), manifestando la gran cantidad de sólidos presentes.

Como era de esperarse, las condiciones prevaletentes en la presa Vicente Aguirre, se reflejaron en las condiciones de todas las concentraciones de prueba, las cuales se presentan en la Tabla 24.

**Tabla 24. Características de la prueba de toxicidad con *Cyprinus carpio***

Fecha: 8 de Noviembre de 1988							
Material que se está probando: HERBICIDA GLIFOSATO							
Origen: Compañía MONSANTO							
Fuentes del agua de dilución: PRESA VICENTE AGUIRRE, HGO.							
Temperatura de ensayo: 18 ± 2 °C Mínima = 16 Máxima = 20							
Especie de prueba: <i>Cyprinus carpio</i> ( Carpa barrigona )							
Lugar de captura: CENTRO PISCICOLA DE TEZONTEPEC DE ALDAMA, HGO							
Número de peces por concentración: 20							
<b>0 h</b>							
<b>CONCENTRACIONES</b>	<b>1.0</b>	<b>0.128</b>	<b>0.064</b>	<b>0.032</b>	<b>0.016</b>	<b>0.008</b>	<b>CONT.</b>
Oxígeno disuelto (mg/l)	N.D	7.68	7.43	7.38	7.19	7.38	7.4
pH	N.D	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1
Dureza CaCO <sub>3</sub> (mg/l)	N.D	189	207	220.5	284.5	N.D	289
Alcalinidad CaCO <sub>3</sub> (mg/l)	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Conductividad (µmhos/cm)	N.D	800	850	900	900	900	900
<b>24 h</b>							
No. de peces muertos	0	0	0	0	0	0	0
% de peces vivos	N.D	100	100	100	100	100	100
Oxígeno disuelto (mg/l)	N.D	7.44	7.19	7.28	7.03	7.28	7.19
pH	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Dureza CaCO <sub>3</sub> (mg/l)	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Alcalinidad CaCO <sub>3</sub> (mg/l)	N.D	295	292.7	317.5	320	345	380
Conductividad (µmhos/cm)	N.D	800	800	840	850	850	860
<b>48 h</b>							
No. de peces muertos	0	0	0	0	0	0	0
% de peces vivos	100	100	100	100	100	100	100
Oxígeno disuelto (mg/l)	6.0	5.58	6.14	5.82	5.82	5.82	5.74
pH	7.9	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Dureza CaCO <sub>3</sub> (mg/l)	171	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Alcalinidad CaCO <sub>3</sub> (mg/l)	295	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Conductividad (µmhos/cm)	750	750	800	825	895	895	900
<b>96 h</b>							
No. de peces muertos	0	0	0	0	0	0	0
% de peces vivos	100	100	100	100	100	100	100
Oxígeno disuelto (mg/l)	5.58	5.86	5.86	5.58	5.50	5.58	5.58
pH	7.6	7.8	8.0	7.7	8.0	7.9	8.0
Dureza CaCO <sub>3</sub> (mg/l)	218	205.2	203.4	208.8	234.0	228.5	289
Alcalinidad CaCO <sub>3</sub> (mg/l)	284	292.5	292.5	320	345	345	380
Conductividad (µmhos/cm)	700	800	775	850	900	895	900
Observaciones: Después de 24 h de montada la prueba se observó el asentamiento de una gran cantidad de sólidos en todos los acuarios.							

N.D : no determinado

Las concentraciones más bajas de glifosato (0.008 y 0.16 mg L<sup>-1</sup>) fueron semejantes al agua del control y la utilizada durante el periodo de aclimatación, siendo alcalinas, duras y con conductividades altas. Las concentraciones más altas tuvieron diferencias marcadas en alcalinidad, medias en dureza y conductividad y pequeñas en pH.

Estas variaciones fueron consecuencia de las diluciones realizadas para preparar las diferentes concentraciones, donde se utilizó agua destilada.

De la Tabla 24 puede observarse que la presencia del herbicida no modificó sustancialmente las características fisicoquímicas del agua de dilución. Las diferencias encontradas pueden explicarse por la dilución misma, más que por la presencia de sustancias extrañas.

Después de 96 h de exposición de *Cyprinus carpio* a las concentraciones de 0.128, 0.064, 0.032, 0.016 y 0.008 mg L<sup>-1</sup> de glifosato, formulado como Rodeo, no se observó o identificó efecto alguno que evidenciara que el herbicida, en las concentraciones evaluadas, causara una toxicidad aguda sobre el organismo experimental.

Al cumplirse las 48 h de exposición y no presentarse algún efecto detectable, se aumentó una concentración más, la cual fue de 1 mg L<sup>-1</sup>. Esta concentración equivale a una tasa de aplicación del herbicida de aproximadamente 221 L ha<sup>-1</sup>, siendo evidente, que es una dosis muy elevada ya que corresponde a un nivel 31 veces superior al recomendado por el fabricante. En 48 h, en esta concentración no se observó efecto alguno, presentándose condiciones semejantes a la concentración de 0.128 mg L<sup>-1</sup> (Tabla 24). Aún en esta concentración no se presentaron variaciones en la calidad del agua que pudieran ser explicadas por la presencia del herbicida.

El criterio para identificar el efecto de alguna sustancia sobre organismos como los peces, es en primera instancia la muerte. La mortalidad, puede determinarse empleando los siguientes criterios: 1) carencia de movimiento opercular, y 2) cuando los peces no reaccionan a un estímulo físico suave.

El método aceptado para medir la toxicidad relativa de una sustancia es el valor de la concentración letal media (CL<sub>50</sub>); ésta es una estimación estadística de la cantidad de dicha sustancia para matar al 50% de una población de animales de prueba. Un criterio de clasificación de la peligrosidad de una sustancia se basa precisamente en la toxicidad aguda letal, que es aquella mortalidad que se presenta en una determinada concentración, en las primeras 96 h de exposición. Sin embargo, existen otros criterios de efecto cuando en los animales de prueba no se presenta la muerte. Estos criterios son cualquier anomalía detectable diferente a la muerte. Por el hecho de ser diferentes a la muerte (letal) la estimación estadística se le denomina concentración efectiva media (CE<sub>50</sub>). La CE<sub>50</sub> se define como la concentración de una sustancia en el agua, que es capaz de producir efectivamente una respuesta subletal de el 50% de los organismos de prueba.

**La determinación de la  $CE_{50}$  (efectos subletales), es importante ya que es una medida que puede predecir la muerte de los organismos de prueba en periodos de exposición mayores de 96 h.**

**Los criterios seguidos en esta investigación para poder determinar una concentración efectiva al 50% de los individuos experimentales se establecieron tres niveles, los cuales son efectos subletales relacionados con:**

**a) El comportamiento general de los peces, de manera individual o por grupos, tales como inmovilidad, hiperexcitabilidad, irritabilidad, flotación, contracción, flacidez y otros,**

**b) Cambios o daños en la piel como exceso de mucosa, sangrado visible en branquias, ojos y/o abertura anal, mucosa con grumos sobre branquias, etc.**

**c) Cambios en la respiración tal como el boqueo de los peces en la superficie del agua, respiración rápida, lenta, irregular, ausente o difícil.**

Ninguno de estos casos fueron observados en los acuarios de experimentación. Los peces permanecieron la mayor parte del tiempo en el fondo y con muy poca movilidad semejante a los testigos. Su permanencia en la parte inferior está relacionada a las características de comportamiento de la especie, ya que son organismos que generalmente permanecen en el fondo o a media profundidad (Sec. Pesca, 1982). La poca movilidad pudo deberse a las temperaturas alcanzadas en el agua, dado que presentaron valores mínimos de 16°C. Las temperaturas oscilaron en 18°C (Sec. Pesca, *op. cit.*), teniendo valores máximos de 20°C.

Es importante recalcar que las observaciones se realizaron comparando el comportamiento de los peces presentes en las diferentes concentraciones, con aquellos presentes en los controles o testigos. En función de esta comparación no se detectó alguna diferencia que diera la pauta para establecer un efecto provocado por glifosato.

El peso, longitud y la relación peso/volumen se presentan en la Tabla 25. De esta Tabla puede apreciarse que se tuvo una buena relación de peso/volumen en cada concentración, no mayor de 0.8 g de pez por cada L. de agua.

La población de peces utilizada fue homogénea en cuanto al peso, no siéndolo tanto para la longitud. La distribución de frecuencias obtenidas en relación con el peso, presentó la mayor parte de los individuos distribuidos en un promedio de  $0.53 \pm 0.26$  g., siendo sólo unos pocos los que se apartan de este valor. Para el caso de la longitud se tiene que la población tuvo una talla promedio de  $3.25 \pm 0.56$  cm con un valor mínimo de 2.2 y máximo de 4.9 cm. Ningún pez resultó ser una y media veces más grande que el pez más chico, criterio considerado para que los organismos pudieran presentar respuestas diferentes a los tóxicos.

**Tabla 25. Características morfométricas de los organismos experimentales, número de organismos utilizados por concentración y relación del peso total de peces por acuario y volumen de solución de prueba.**

Concentración	Peso (g)	Longitud total (cm)	No. de individuos por concentración	Relación peso/volumen (g L <sup>-1</sup> )
Testigo	0.8 ± 0.48	3.91 ± 0.65	20	0.4
0.128	0.6 ± 0.24	3.58 ± 0.63	20	0.3
0.064	0.5 ± 0.08	2.89 ± 0.14	20	0.25
0.032	0.4 ± 0.14	3.01 ± 0.26	20	0.2
0.016	0.5 ± 0.18	3.08 ± 0.44	20	0.25
0.008	0.5 ± 0.21	3.29 ± 0.53	20	0.25
1.0	0.5 ± 0.24	3.35 ± 0.46	20	0.25

Con estos resultados, se afirma que la población de organismos bien pudieron responder a la influencia del herbicida, de manera similar.

Los resultados encontrados en relación con la sobrevivencia de los organismos expuestos a las diferentes concentraciones de Rodeo, revelan un hecho planteado por algunos autores como Mason (1984), en el sentido de que algunos herbicidas son extremadamente tóxicos para peces e invertebrados en estudios de laboratorio dado el caso de que generalmente se utilizan en tales estudios concentraciones muy altas ya que su objetivo es determinar en que nivel se encuentra la concentración letal media de la sustancia que se está valorando. Sin embargo, las cantidades empleadas en el campo en la mayoría de los casos no llegan a presentar tales valores, siendo generalmente concentraciones demasiado bajas para plantear problemas.

Refiriéndose a esta situación, Tooby (1983), señala que muchas sustancias que en el laboratorio resultan ser dañinas, en la naturaleza no tienen el mismo comportamiento dada la tasa de degradación de la misma. Este fenómeno ha sido enfatizado por el mismo autor para el glifosato, ya que menciona que en algunos estudios de campo en agua estática, el herbicida demostró disminuir rápidamente del agua. Bronstand y Friedstand (1983), mencionan el hecho de que el glifosato permanece un tiempo relativamente corto en la columna de agua, dada su disipación por los procesos de degradación microbiana, fotólisis y adsorción por los sedimentos, factores que provocan que la tasa de pérdida del herbicida sea relativamente alta. Tooby (*op. cit.*) establece que el glifosato puede comportarse de manera semejante a otras sustancias análogas, en el sentido de que en corto tiempo se adsorben en los sólidos suspendidos y en el sedimento, provocando una rápida reducción de la actividad biológica del glifosato soluble. Esta situación pudiera presentarse en la mayoría de los sistemas del país ya que en general se presentan cantidades importantes de sólidos que podrían disminuir la actividad del glifosato. Por otro lado, se ha documentado que la mayor área de superficie del fondo por volumen de agua y la mayor actividad biológica en los sistemas eutróficos como la mayoría de los sistemas infestados, pueden causar una descontaminación más rápida cuando se usan herbicidas orgánicos (Johanson y Ball, 1972).

Es válido señalar que las concentraciones probadas en correspondencia con 1.0, 0.128, 0.064 mg L<sup>-1</sup> de glifosato, formulado como Rodeo, serían consecuencia de tasas de aplicación superiores a las recomendadas por el fabricante de 7 L ha<sup>-1</sup>, siendo de 221, 28 y 14 L ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Estas tasas, cuando menos las dos más altas, resultan prácticamente imposible de utilizarse. Aún tomando en cuenta niveles más altos de aplicación, como los señalados, no se presentaron efectos cuantificables en los organismos de prueba.

Otro punto digno de tomarse en cuenta es el que se refiere a que el herbicida no se mezcle en toda la columna de agua de la presa. Para hacer los cálculos de la concentración esperada, se tomó en cuenta que el glifosato se mezclaría en toda la

columna de agua, la cual en el momento de la aplicación se consideraba cercana a los 35 millones de m<sup>3</sup> de agua, que corresponden a 267 hectáreas de superficie. Estos datos permiten utilizar la expresión dada por Vollenweider (1986), para estimar la profundidad promedio del embalse (Z):

$$\bar{Z} = \frac{V}{S} \quad (6.8)$$

Donde

V : volumen (Mm<sup>3</sup>)

S : superficie (m<sup>2</sup>)

Por lo que

$$\bar{Z} = \frac{38 \times 10^6 \text{ m}^3}{2.67 \times 10^8 \text{ m}^2} = 14.2 \text{ m}$$

De esta manera la concentración de 0.032 mg L<sup>-1</sup> de glifosato fue calculada a partir de un volumen de 38 millones de m<sup>3</sup> (38 x 10<sup>6</sup> L) sobre una superficie de 2.67 millones de m<sup>2</sup> con una profundidad promedio de 14.2 m. Ahora bien, puede suponerse que el herbicida sólo se dispersa en los dos primeros metros de la presa, por lo que la concentración esperada en esos 2 metros de columna de agua se pueden estimar de la siguiente manera.

Si

$$S = \text{superficie} = 2.67 \times 10^8 \text{ m}^2$$

$$\bar{Z} = 2 \text{ m}$$

Entonces

$$V = Z \times S = (2 \text{ m}) \times (2.67 \times 10^8 \text{ m}^2) = 5.34 \times 10^8 \text{ m}^3$$

Por lo que, si

A : área del embalse = 267 ha

B : tasas de aplicación de Rodeo = 7 L ha<sup>-1</sup>

C : cantidad total de herbicida = 1869 L

**D** : concentración del ingrediente activo = 642,690 mg L<sup>-1</sup>:

**E** : volumen de agua en la presa = 5.34 x 10<sup>9</sup> L

Entonces

$$\begin{aligned} \text{Concentración esperada} &= \frac{D \times C}{E} \\ &= \frac{642,690 \text{ mg L}^{-1} \times 1,869 \text{ L}}{5.34 \times 10^9} = 0.22 \text{ mg L}^{-1} \end{aligned}$$

Esta concentración es 4.5 veces más chica que aquella probada en el laboratorio, de 1 mg L<sup>-1</sup> de glifosato formulado como Rodeo. El volumen de dilución supuesto es siete veces menor que el volumen existente en la presa en el momento de la aplicación. Aun utilizando una tasa de aplicación de 14 L ha<sup>-1</sup> la concentración a esperarse en esos dos metros considerados sería del orden de los 0.45 mg L<sup>-1</sup>, que es casi la mitad de la concentración más alta probada en el laboratorio.

La evaluación realizada partió de la suposición de que todo el herbicida llegaría directamente al agua. Para ésto se supuso que el lirio no está presente en la presa, lo cual obviamente es una condición extrema ya que la maleza bien podría captar hasta un 80% del producto. Teóricamente, aunque al final todo el herbicida llega al agua, ésta introducción sería gradual ya que la tasa de mortalidad de la maleza es discontinua dada la posición y tamaño diferencial de las plantas en los tapetes, siendo afectadas primero algunas con respecto a otras. El fenómeno necesariamente provocaría que las concentraciones esperadas pudieran ser menores a las calculadas. Este hecho, y los mencionados con respecto a las posibilidades de pérdida del producto, vía los fenómenos de degradación reportados en la literatura, constituyen elementos importantes para considerar que la aplicación de Rodeo en las presas de este estudio trae consigo una probabilidad baja de riesgos para el ecosistema.

Por otra parte, es conveniente plantear algunas consideraciones en relación con los efectos directos e indirectos que puede tener el uso de herbicidas. El efecto directo de la utilización de estas sustancias para el control de malezas es la remoción de las plantas acuáticas y el posible efecto a organismos como son peces e invertebrados especialmente sensibles. No obstante, es necesario reconocer que no todos los sistemas acuáticos tienen organismos sensibles o una gran variedad de grupos biológicos, menos considerando infestaciones de malezas, que son una manifestación objetiva del deterioro de la calidad del agua de estos sistemas. Es entonces que las evaluaciones del daño deben considerar el uso y condiciones del cuerpo de agua, para que se justifique la aplicación de herbicidas.

Los efectos indirectos pueden ser consecuencia de la descomposición de grandes cantidades de materia vegetal como resultado del hundimiento *in situ* del lirio acuático. La descomposición de la materia orgánica puede provocar demanda de oxígeno para su degradación, lo que en consecuencia produciría un abatimiento del contenido del OD en el agua.

Para evitar el efecto del abatimiento del oxígeno se han desarrollado una serie de recomendaciones en cuanto al procedimiento de aplicación del herbicida (dosificación por secciones), las cuales limitan la posibilidad de este fenómeno; además se espera que al desaparecer la capa de lirio, el viento ejerza su influencia sobre la superficie del agua, la cual junto con los fenómenos hidrodinámicos del sistema, provocan que la difusión del oxígeno de la superficie a las profundidades sea aumentado.

### 6.3.2 *Daphnia magna*.

Las pruebas de toxicidad realizadas correspondieron a soluciones que presentaron las siguientes características de calidad: dureza total como  $\text{CaCO}_3$  de entre 280 y 320  $\text{mg L}^{-1}$ , alcalinidad total como  $\text{CaCO}_3$  entre 225 y 245  $\text{mg L}^{-1}$ , con un pH de 8.2 y concentraciones de oxígeno mayores a 4  $\text{mg L}^{-1}$ . La temperatura de prueba se mantuvo en  $20^\circ\text{C} \pm 2$ .

Se realizaron dos pruebas de toxicidad aguda cuyos resultados se obtuvieron mediante la prueba de Litchfield y Wilcoxon (1949); se compararon con el procedimiento sugerido por APHA, *et al.*, (1985), para determinar si existen diferencias significativas entre ellos, determinando que no hubo diferencias significativas entre la concentraciones letales obtenidas.

Del análisis de los resultados de mortandad, se obtuvo que el herbicida glifosato formulado como Rodeo presenta una concentración letal media ( $\text{CL}_{50}$ ) de 540  $\text{mg L}^{-1}$  con un límite superior e inferior (95 %) de 630 y 460  $\text{mg L}^{-1}$  respectivamente.

De la misma manera que para el caso de pruebas con peces el significado de esta concentración puede valorarse en relación con las concentraciones esperadas en los sitios de aplicación, como es la presa Trigomil en Jal. Este embalse presentó un volumen de almacenamiento promedio de aproximadamente 324 millones de metros cúbicos. Si se toma en cuenta este volumen y su superficie correspondiente (399 ha) y además se considera que en todo el cuerpo de agua se aplique el herbicida y que éste llegue totalmente a la columna de agua con una mezcla completa, el cálculo de la concentración de glifosato en el sistema se estima de la siguiente manera:

A : área del embalse ( 393 ha )

B : tasa de aplicación ( 7 L ha<sup>-1</sup> )

C : cantidad total del herbicida ( 2,751 L )

D : concentración del ingrediente activo, como sal  
de isopropilamina de glifosato (642,600 mg L<sup>-1</sup> )

E : volumen de agua en la presa ( 324 x 10<sup>6</sup> L )

Entonces

$$\text{Concentración esperada} = \frac{D \times C}{E}$$
$$= \frac{(642,600 \text{ mg L}^{-1})(2,751 \text{ L})}{324 \times 10^6} = 0.0054 \text{ mg L}^{-1}$$

Comparando esta concentración con la que se estima que provoca efectos agudos sobre *Daphnia magna*, es evidente la gran diferencia que existe entre una y otra. Ahora bien, si únicamente se distribuye el herbicida en los dos primeros metros de la columna de agua, la concentración esperada sería de 0.22 mg L<sup>-1</sup>, la cual es muy inferior a la concentración que causa mortandad. Para Miraplanes se obtiene una concentración esperada de 0.45 mg L<sup>-1</sup>. Aun cuando esta presa presenta una profundidad promedio de 1 m, la concentración no es tal para llegar a los niveles letales agudos. Con relación a otros estudios referentes con la toxicidad de Rodeo a *Daphnia*, Hildebrand, *et al.*, (1980), investigó la toxicidad del herbicida Roundup en estanques conteniendo al invertebrado. Las evaluaciones incluyeron tratamientos 100 veces mayores a la dosis recomendada en campo, no detectando ningún efecto adverso sobre el organismo experimental. Por otro lado, menciona que se realizaron al mismo tiempo otros estudios para determinar el efecto del herbicida sobre la población de diatomeas. Los resultados mostraron que estos organismos, los cuales son fuente de alimento para *Daphnia*, no fueron afectados por el herbicida. Se descartó la posibilidad de que la población de dáfidos sufra alguna alteración por el deterioro de la cadena trófica de la cual depende.

En un estudio más extenso Folmar *et al.*, (1979), evaluó la toxicidad del herbicida formulado como Roundup, el glifosato grado técnico, la sal de isopropilamina de glifosato y el surfactante de Roundup sobre 4 especies de invertebrados y 4 especies de peces: *Daphnia magna*, *Gammarus pseudolimnaeus*, *Chironomus plumosus*, *Ephemera walkeri*, *Salmo gairdneri*, *Pimephales promelas*, *Ictalurus punctatus* y *Lepomis macrochirus*. Las conclusiones a las que se llegó son que la aplicación del

herbicida en las tasas recomendadas, en los sistemas lóuticos tal como canales de irrigación, no afectan de manera adversa a las poblaciones de peces e invertebrados. Sin embargo, las aplicaciones en primavera en situaciones de cuerpos de agua lóuticos, donde el oxígeno disuelto es bajo o las temperaturas son elevadas, pueden ser dañinas a los peces en estado juvenil. Recomiendan que las reaplicaciones deben evitarse en cuando menos siete días para prevenir el incremento de la concentración a niveles tóxicos.

Respecto a la posible bioacumulación del compuesto, Sacher (1978 a, b) y Tooby (1983), han señalado que es mínima, siendo una de las causas de este fenómeno la alta solubilidad de la formulación en el agua y su baja solubilidad en la grasa; sin embargo, los estudios referentes a este aspecto como los de toxicidad subletal son escasos.

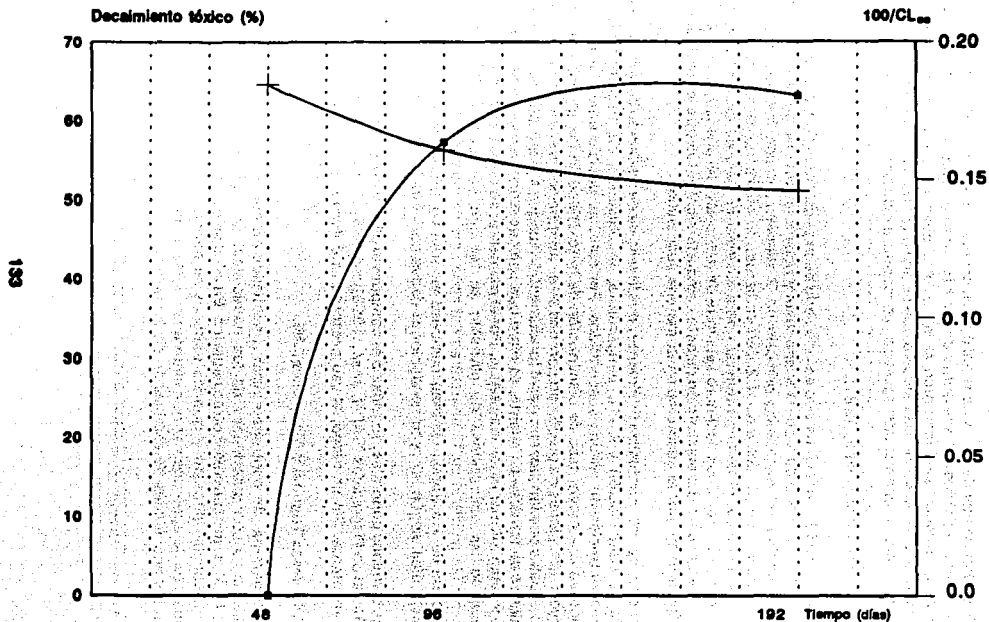
Las evaluaciones realizadas en cuanto a la persistencia de la toxicidad de Rodeo mostraron que para un período de 96 h, la toxicidad se ubicó en un nivel de concentración letal media ( $CL_{50}$ ) de  $620.5 \text{ mg L}^{-1}$ , con límites de confiabilidad para un 95 % de confianza de  $597.3$  y  $646.8 \text{ mg L}^{-1}$ .

Dado que en la prueba no se obtuvieron mortandades parciales, los datos, se analizaron con el método de promedios móviles sugerido por Dryer (1985). Para el período de 192 h de almacenamiento, los valores obtenidos con el mismo procedimiento fueron  $682.8 \text{ mg L}^{-1}$  para la  $CL_{50}$  y de  $656.4$  y  $708.5 \text{ mg L}^{-1}$  para los límites de confianza (95 %).

Es clara la tendencia a disminuir la toxicidad del herbicida conforme al tiempo (Figura 19). Calculando el decaimiento de la toxicidad en porcentaje, se tiene que para las 96 h la toxicidad disminuyó 57.45 % y para las 192 h 63.20 % (Figura 19). Los valores permiten clasificar al compuesto como no persistente en función de su vida media y de acuerdo con el criterio de la Agencia de Protección Ambiental de EU mencionado por Peltier y Weber (1985). Este criterio indica que la toxicidad a las 96 h de almacenamiento debe disminuir al menos 50 %.

La USEPA anota que la solución debe almacenarse en un contenedor descubierto, a temperatura ambiente, al aire libre y aireado. En este caso se almacenó en un contenedor cerrado, a temperatura ambiente, a la obscuridad y sin airear por lo que puede asegurarse que el producto se degradó rápidamente. Cabe anotar también que el agua utilizada es preparada en el laboratorio sin los niveles de sólidos encontrados en los sistemas naturales. Si se considera que la mayor degradación y disipación ocurre a través de la influencia de microorganismos y la adsorción a los sólidos, puede asegurarse que en un sistema natural la vida media del compuesto pudiera ser menor que lo obtenido en estas pruebas de laboratorio.

Figura 19. Comportamiento de la toxicidad del herbicida glifosato con respecto al tiempo de almacenamiento.



Es un hecho que después de la aplicación del herbicida a base de glifosato, éste llega al sistema acuático, ya sea entrando directamente o cuando las partes muertas de la maleza tratadas se incorporan al agua. Probablemente debido a las dificultades analíticas, son escasos los estudios que se han publicado sobre la disposición final del compuesto en el ambiente acuático. La literatura existente indica que el glifosato se disipa por dos procesos principales: degradación microbiológica y adsorción en sedimentos (Langeland, 1991).

Tooby (1983), menciona que en una serie de experimentos llevados a cabo en aguas con gran cantidad de materia suspendida y rica en microflora, se alcanzó un 50 % de degradación del metabolito primario en 7 semanas, donde las condiciones fueron aeróbicas y un pH ácido de 4.2. Sin embargo, en otro estudio llevado a cabo en un medio estático, el tiempo requerido para alcanzar el 50% de degradación fue de 12 h, donde los residuos declinaron al límite de detección del análisis, ocho días después del tratamiento. La explicación de este comportamiento, fue que los residuos declinan rápidamente por la adsorción en la materia suspendida.

Tooby, *op. cit.* puntualiza finalmente, que la tasa de degradación del glifosato depende de la combinación del pH, temperatura, la presencia de microorganismos y la concentración de sólidos suspendidos. Por esto, es posible entender por qué no se obtuvo una mayor tasa de disminución de la toxicidad en las pruebas realizadas, ya que la soluciones de prueba preparadas en el laboratorio carecen de microorganismos, los cuales pueden jugar un papel fundamental. Aunque si bien estas aseveraciones son dignas de tomarse en cuenta, es claro que son necesarias experiencias en campo que permitan afirmar estos resultados. Por el momento, se debe tener un especial cuidado cuando las aplicaciones de glifosato se realicen en cuerpos de agua lénticos, particularmente si las temperaturas del agua son elevadas ( mayor a 20 °C ) o el pH exceda de 7.5 donde las reaplicaciones tendrán un periodo de seguridad mínimo de siete días, según las recomendaciones dadas por Folmar, *et al.*, (1979).

En términos generales, en México el compuesto glifosato es clasificado por el Catálogo Oficial de Plaguicidas (SARH, *et al.*, 1993), como ligera mente peligroso y ligeramente persistente. Sin embargo, el uso prescrito es únicamente el agrícola.

#### **6.4 Presas Trígomil y Miraplanes, Jal.**

El programa de control se inició a mediados de marzo de 1993 llevándose a cabo reuniones con autoridades de los municipios, del distrito de riego, instituciones federales, pescadores y otros usuarios. En ellos se acordó utilizar como primera etapa el herbicida glifosato y que los usuarios se harían cargo del mantenimiento de los cuerpos de agua una vez que estuvieran libres de maleza, y que participarían además en las actividades de eliminación de la maleza.

La presa Trígomil es el almacenamiento que finalmente abastece de agua para irrigar

el Distrito de Riego El Grullo, por lo que al no poder cerrar las compuertas y evitar el uso del agua para el riego agrícola se decidió utilizar el herbicida glifosato, el cual no tiene restricciones para riego, pesca, abrevadero y suministro de agua potable (Westerdahl y Getsinger, 1988).

Se realizaron dos aplicaciones, la primera el 3 y 4 de abril, abarcando 100 ha. La segunda el 12 y 13 de mayo abarcó la totalidad de las plantas restantes en el embalse.

El herbicida se manifestó irregularmente, detectándose secciones con excelente tratamiento y otras con una acción herbicida muy lenta. Este herbicida fue aplicado en la época de crecimiento, por lo que se esperaba una mejor eficiencia dadas las evaluaciones obtenidas a escala laboratorio con este producto. Aunque el hundimiento fue muy lento y discontinuo, se pudo apreciar una baja en el crecimiento de las plantas en la mayoría de los tapetes, además fue notorio el cambio de consistencia de casi todas las plantas, pasando de un estado en donde éstas eran fuertes y vigorosas, con color verde intenso, a plantas amarillentas que se fragmentaban fácilmente al tacto. Se calculó un hundimiento de entre 20 y 40 ha. En general, los efectos provocados sobre las plantas fueron similares aquellos descritos en las evaluaciones realizadas en la presa Endhó.

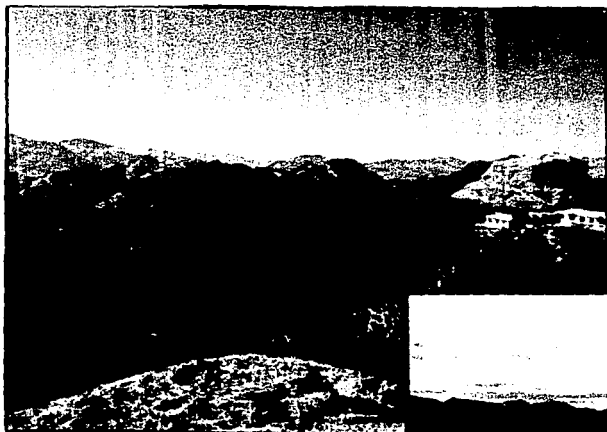
El escaso hundimiento, la baja sustancial en el crecimiento y el cambio en consistencia de las plantas, promovió utilizar al mismo tiempo de la segunda aplicación el control mecánico con dos máquinas tipo "Retador", las que empezaron a triturar la maleza a partir del 13 de mayo, terminando el 30 del mismo mes destruyendo aproximadamente entre 160 y 180 ha de lirio acuático. Posteriormente, una máquina realizó labores de trituración del lirio que se desprendía de las riberas al subir el nivel del agua por las lluvias. Esta presa se limpió totalmente en julio de 1993 aproximadamente 90 días de iniciados los trabajos (Figura 20).

La presa Miraplanes es usada esencialmente para riego y control de avenidas. La presencia de gran cantidad de *Typha* spp. influyó en la decisión para utilizar el herbicida glifosato. Westerdahl y Getsinger (*op. cit.*) registran al glifosato (Rodeo), como un herbicida muy eficiente para este tipo de plantas.

Se realizaron 3 aplicaciones en la siguiente secuencia:

Fecha	Superficie (ha)	Control
19 de abril, 1ª aplicación	70	50 % lirio y 80 % tule afectado
15 de mayo, 2ª aplicación	73	Limpia el 70 %
12 de noviembre, 3ª aplicación	20	Limpia al 100 %

Figura 20. Vista de la presa Trigomil, Jal., antes y después de iniciado el programa de control. 1993.



Abril



Junio

La cantidad de la tercera aplicación no coincide con la maleza restante de la segunda, debido principalmente al recrecimiento de la misma. La poca profundidad y la asociación de estas plantas con las raíces del lirio impidieron su rápido hundimiento. La presa se limpió en febrero de 1991 (Figura 21).

Es de tomarse en cuenta que en estos cuerpos de agua se encuentra presente el insecto *Neochetina eichhorniae*, desconociéndose desde cuando, pero fue notoria su presencia por las marcas características en las láminas de las plantas. La presencia de este controlador biológico seguramente será importante en la etapa de mantenimiento. El proceso de remoción de la maleza provoca la desaparición de parte de la población por que otra tiene la capacidad de desplazarse a otras áreas de la misma cuenca, la cual retornará a ocupar el lirio de recrecimiento, fenómeno que ya ha sido observado.

En la presa Ramón Corona (Trigomil) se hicieron mediciones de conductividad, oxígeno disuelto, pH, temperatura, DQO, DBO<sub>5</sub>, fósforo total, nitrógeno amoniacal y nitratos, así como de residuos de herbicidas en agua, peces y sedimentos en diversas estaciones de muestreo dentro de la presa y en el efluente de la misma (obra de toma).

También se estableció una estación de muestreo aguas abajo del efluente, a 8 km. aproximadamente, que es el agua que se dirige hacia la zona de riego del Grullo-Autlán.

En cuanto a los parámetros ambientales, el OD el pH y la conductividad se obtuvo que no variaron significativamente considerando las fechas anterior y posterior a la aplicación de glifosato. En el caso del OD, para la estación Centro, como ejemplo (Figura 22), la columna de agua se mantuvo sin cambios bruscos considerando la situación inicial (antes de aplicar), conteniendo una concentración apropiada para la protección de la vida acuática sobre el estrato superficial (5 mg L<sup>-1</sup>) (SEDUE, 1990).

El pH se mantuvo dentro del intervalo permisible para riego (4.5-9) pero varió en más de 0.2 unidades de acuerdo a las condiciones naturales, lo cual es la norma para la protección de la vida acuática (SEDUE, 1990). La conductividad se mantuvo por debajo de la norma para riego agrícola (1000  $\mu$ mhos cm<sup>-1</sup>).

Debe señalarse que la presa General Ramón Corona (Trigomil) se inauguró en enero de 1992 por lo que su llenado es reciente, teniendo como antecedente que no se hizo la limpieza total del terreno del embalse, de esta forma, actualmente se está llevando a cabo la descomposición de esta vegetación. Lo anterior influye marcadamente en la concentración de los parámetros analizados.

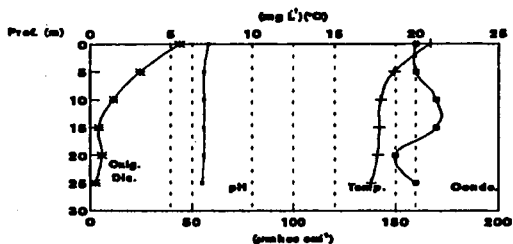
La DQO se mantuvo cercana a los 20 mg L<sup>-1</sup> (intervalo entre 8 y 19 mg L<sup>-1</sup>), concentración a la cual se encuentran los cuerpos naturales libres de influencia orgánica (Chapman, 1992). Sólo en el mes de abril, posterior a la primera aplicación

Figura 21. Vista de la presa Miraplanes, Jal., durante y después del programa de control.



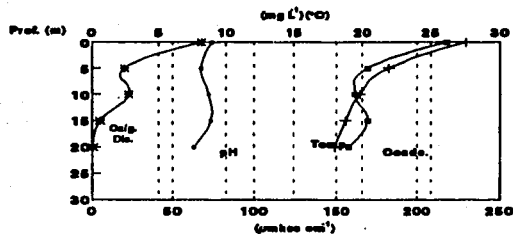
Figura 22. Comportamiento del oxígeno disuelto, pH, conductividad y temperatura en la presa Trigomil, Jal., antes y después del control del lirio acuático.

Antes de la aplicación de glifosato



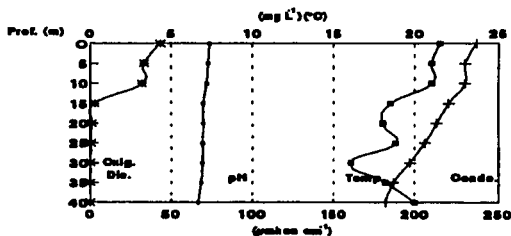
Fecha de monitoreo: marzo 1993.

Después de la aplicación de glifosato en abril y mayo de 1993.



Fecha de monitoreo: junio 1993.

Seis meses después del tratamiento



Fecha de monitoreo: noviembre 1993.

del glifosato, se elevó el valor hasta  $70 \text{ mg L}^{-1}$ , sin embargo, como se puede apreciar en la Figura 23 en el afluente también se presentaron concentraciones altas, lo cual indica que había un aporte importante de materia al sistema. Hacia el mes de junio la DQO baja considerablemente a pesar de la degradación de la maleza, indicando su recuperación.

La DBO<sub>5</sub> se mantuvo cercana a los  $2 \text{ mg L}^{-1}$  (condiciones naturales libres de carga orgánica) elevándose al igual que la DQO en el mes de abril, aumentando en mayor medida en el mes de junio, sobre todo en el efluente, propiciado probablemente por la descomposición de la maleza hundida en la presa (Figura 24).

El comportamiento del fósforo total y de los ortofosfatos indicó que en todos los casos resultados superiores al límite establecido de  $0.050 \text{ mg L}^{-1}$  (SEDUE, *op. cit.*), para la protección de la vida acuática, antes y después de la aplicación (Figura 25).

Se presenta un aumento de estos valores hacia el mes de junio como consecuencia de la introducción de este elemento por el afluente y por la descomposición de la maleza. Los ortofosfatos aumentaron, pudiendo propiciar la proliferación de algas en el embalse. En ambos casos existe un aumento en la estación anterior a la entrada a la zona de riego (El Corcovado). Dados los usos de la presa desafortunadamente la concentración de nutrientes resulta benéfico para la zona de riego.

Los resultados de los nitratos y del nitrógeno orgánico mostraron un aumento dentro del embalse y una disminución hacia la salida (efluente). El aumento en la misma tendencia del nitrógeno amoniacal, indica una descomposición activa de la materia orgánica incorporada, cuyos subproductos son asimilados por los microorganismos ( $\text{NO}_3$ ) (Figura 26).

No obstante, el agua al salir por la obra de toma se reoxigena, provocando una autodepuración aguas abajo lo cual favorece la degradación de los nutrientes y el mejoramiento de los demás parámetros.

En cuanto a los resultados de los análisis efectuados para determinar los residuos del herbicida aplicado (glifosato), puede enfatizarse que después de las dos aplicaciones realizadas no se encontraron valores mayores a los límites de detección, tanto en agua ( $0.1 \text{ mg L}^{-1}$ ) como en los sedimentos ( $0.2 \text{ mg L}^{-1}$ ) y peces ( $0.01 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Tabla 26).

En la presa Miraplanes se realizaron nueve muestreos desde el 25 de marzo hasta el 12 de noviembre de 1993. En la Figura 9 se ubicaron dos estaciones de monitoreo, una en el afluente (entrada) y otra en el efluente (salida).

Antes de la primera aplicación del herbicida glifosato, las características de calidad del agua de la presa que contaba con cerca del 99 % de su superficie cubierta por lirio acuático y tule fueron:

**Fig. 23. Demanda química de oxígeno (DQO) en la Presa Trígonil durante el programa de control del lirio acuático..**

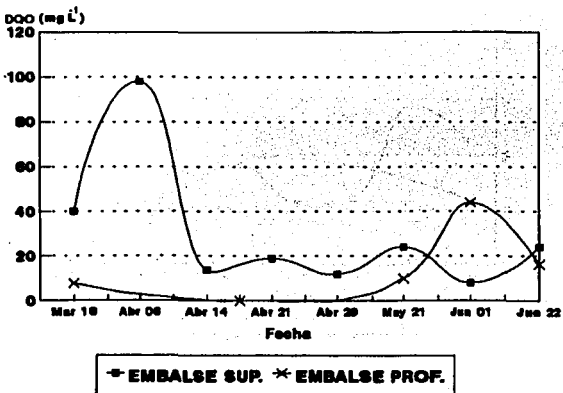
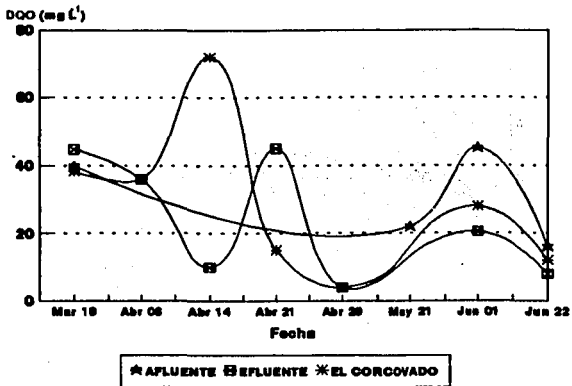


Figura. 24. Demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ) en la presa Trigomil, Jal., durante el programa de control del lirio acuático.

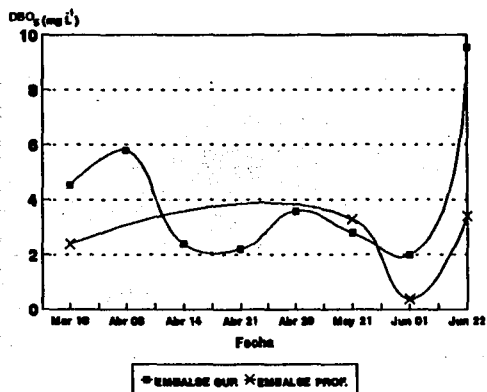
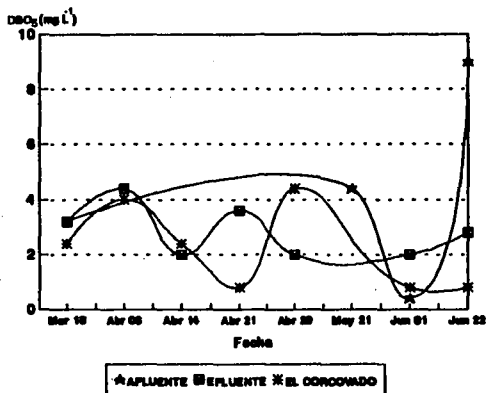


Figura 25. Comportamiento del fósforo total y ortofosfatos en la presa Trigomil, Jal., antes y después del proceso de control del lirio acuático..

143

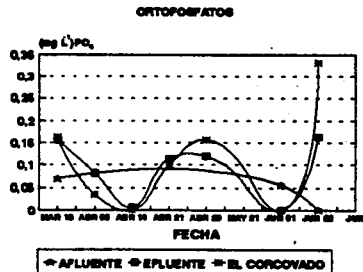
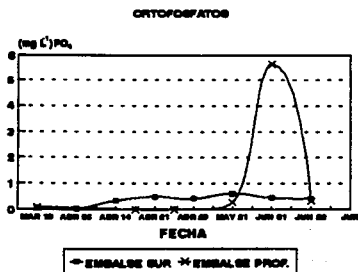
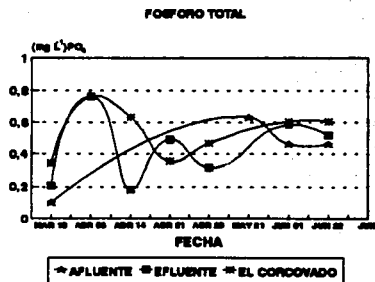
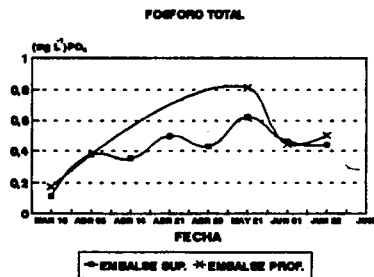
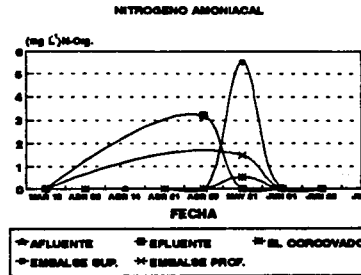
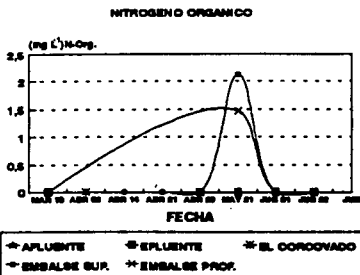
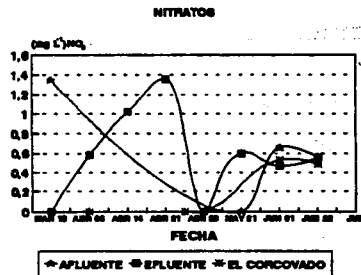
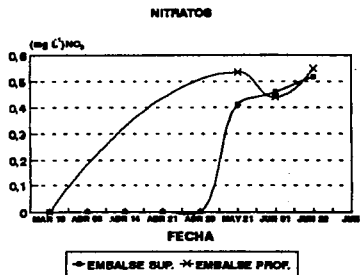


Figura 26. Comportamiento del nitrógeno en la presa Trigomil, Jal., antes y después del proceso de control del lirio acuático..



**Tabla 26. Resultados del análisis de residuos del herbicida glifosato en la presa Trigomá, Jal. 1993 - 1994.**

ESTACION	FECHA	AGUA (mg l <sup>-1</sup> )			SEDIMENTO
		SUP.	S/P	PROF.	(mg kg <sup>-1</sup> )
CENTRO	12/OCT/93	N.D		N.D	N.D
	13/NOV/93	N.D		N.D	N.E
	15/JUN/94		N.D		N.D
CORTINA	12/OCT/93	N.E		N.E	N.E
	13/NOV/93	N.D		N.D	N.E
	15/JUN/94		N.D		N.D
OBRA DE TOMA	06/ABR/93	N.D		N.A	N.E
	14/ABR/93	N.D		N.A	N.E
	22/ABR/93	N.D		N.A	N.E
	12/OCT/93	N.D		N.A	N.E
	13/NOV/93	N.D		N.A	N.E
	15/JUN/94		N.D		N.D
CORCOVADO	08/ABR/93	N.D		N.A	N.E
	14/ABR/93	N.D		N.A	N.E
	22/ABR/93	N.D		N.A	N.E
	12/OCT/93	N.D		N.A	N.E
	13/NOV/93	N.D		N.A	N.E
	15/JUN/94		N.E		N.E
SAN ANTONIO	15/JUN/94		N.D		N.D
GUAJES	15/JUN/94		N.D		N.D
TEJIDO ANIMAL (PECES)	12/OCT/93 13/NOV/93	TIPO DE PECES TILAPIA, CARPA, LOBINA TILAPIA, CARPA, LOBINA			(mg kg <sup>-1</sup> ) N.D N.D

APLICACIONES: 19 DE ABRIL Y 15 DE MAYO.

N.D = No detectado

N.E = No efectuado

N.A = No aplica

S/P = Muestra compuesta sup./prof.

El pH presentó un valor mínimo de 7.03 y un máximo de 7.11, siendo adecuado para riego agrícola y protección de la vida acuática; el OD osciló de 2.32 mg L<sup>-1</sup> a 6.02 mg L<sup>-1</sup>, detectándose condiciones desfavorables para la vida acuática en el mes de abril (límite para protección de la vida acuática 5.0 mg L<sup>-1</sup>, SEDUE, 1990).

La demanda química de oxígeno (DQO), presentó valores de 27 mg L<sup>-1</sup> a 74 mg L<sup>-1</sup>, lo que indica que existen aportes de fuentes de contaminación, ya que en aguas superficiales no contaminadas se observan valores menores a 20 mg L<sup>-1</sup> (Chapman, 1992), identificándose como fuentes de contaminación las descargas de aguas residuales municipales de los poblados de Tenamaxtlán, Atengo y Miraplanes, los cuales vierten sus aguas en los escurrimientos que llegan a la presa.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) osciló entre 6.0 y 27.2 mg L<sup>-1</sup>. En aguas no contaminadas usualmente se presentan concentraciones de 2 mg L<sup>-1</sup> y en sistemas que reciben aguas residuales pueden encontrar se valores superiores a 10 mg L<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub> (Chapman *op. cit.*), lo que indica la entrada hacia el sistema de aportes de contaminación provenientes de los poblados circunvecinos.

El nitrógeno amoniacal presentó concentraciones de < 0.01 a 8.6 mg L<sup>-1</sup>, detectándose este valor en el afluente (entrada) de la presa, dicho valor se encuentra por arriba del límite para protección de la vida acuática (0.06 mg L<sup>-1</sup>, SEDUE, *op. cit.*) y como lo menciona Chapman (*op. cit.*), concentraciones altas son características de contaminación orgánica de residuos domésticos, industriales y de fertilizantes arrastrados al sistema.

El nitrógeno orgánico se comportó igual que el nitrógeno amoniacal, detectándose en el afluente una concentración de 2.2 mg L<sup>-1</sup> indicando aportes también de contaminación orgánica al cuerpo de agua.

Los nitratos oscilaron entre 0.045 y 1.8 mg L<sup>-1</sup>. En sistemas influenciados por las actividades antropogénicas se presentan frecuentemente concentraciones mayores de 1 mg L<sup>-1</sup>. En los lagos, los niveles de nitratos por arriba de 0.2 mg L<sup>-1</sup> estimulan el crecimiento algal e indica condiciones de eutroficación.

Los fosfatos totales y ortofosfatos se encontraron en concentraciones de 0.2 a 7.3 mg L<sup>-1</sup> y de < 0.01 a 6.6 mg L<sup>-1</sup> respectivamente, detectándose de los primeros los máximos valores en el afluente, el cual se encuentra por arriba del límite permisible para protección de la vida acuática (0.05 mg L<sup>-1</sup>, en afluentes, SEDUE, 1990). Chapman (*op. cit.*), señala que altas concentraciones de fósforo indican la presencia de contaminación y son responsables de la eutroficación en sistemas acuáticos.

Los valores detectados en el monitoreo, indican que la calidad del agua de la presa Miraplanes se encuentra deteriorada por las descargas de aguas residuales municipales y por la entrada de arrastres de la zona agrícola por que llega a la presa (afluente), lo que promueve el crecimiento de las malezas dentro del embalse.

Después de realizado el tratamiento (3 aplicaciones) con el herbicida glifosato a las malezas acuáticas (lirio y tule), el comportamiento de los parámetros de calidad del agua fue el siguiente:

El pH presentó valores de 6.28 a 7.35, detectándose el mínimo en el efluente (salida), observándose que esta disminución se debe entre otras cosas a la descomposición y muerte de la maleza tratada, la cual provoca un aumento en el contenido de bacterias, hongos y detritus que degradan la maleza e indirectamente causa un aumento en  $\text{CO}_2$  lo cual causa la disminución en los niveles de pH, así mismo provoca un consumo de oxígeno mayor, presentando condiciones anóxicas en el embalse por la incorporación de materia orgánica.

El OD osciló entre 0.09  $\text{mg L}^{-1}$  y 5.47  $\text{mg L}^{-1}$ , coincidiendo el mínimo valor en el efluente y en el mismo mes con la disminución en el pH, lo que indica que el decaimiento de la maleza tratada así como la gran cantidad de materia orgánica aportada, provocan una disminución en el contenido de oxígeno utilizado para degradarla.

La DQO presentó valores de 35 a 189  $\text{mg L}^{-1}$ , detectándose los máximos valores en el afluente (entrada), indicando la entrada de aguas residuales al embalse y el arrastre de materia orgánica por la época de lluvias.

La DBO<sub>5</sub> presentó el mismo comportamiento que la DQO, con valores que van de 1.2 a 56  $\text{mg L}^{-1}$ , encontrándose las máximas concentraciones en el afluente y en los meses de mayor precipitación.

Las concentraciones de nitratos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico, se registraron en un ámbito de 0.45 a 3.6  $\text{mg L}^{-1}$ , de < 0.01 a 13.9  $\text{mg L}^{-1}$  y de < 0.01 a 2.7  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente.

Los fosfatos totales y ortofosfatos se presentaron en un intervalo de 0.51 a 15.21  $\text{mg L}^{-1}$  y 0.069 a 13.7  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente.

El comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en la presa Miraplanes después de los tratamientos y durante el monitoreo, indican que la presa se comporta como una laguna de estabilización en donde los contaminantes aportados por el escurrimiento, entran a ésta y disminuyen en concentración en el efluente, por lo que el tratamiento de las malezas sólo causó después de la segunda aplicación una disminución en el contenido de OD y en el pH. Sin embargo, en los muestreos siguientes se observa una tendencia a la recuperación de estos parámetros, ya que al disminuir cerca del 70 % de las malezas en el espejo de agua permite una mayor penetración de luz en la columna de agua y un aumento en la producción de OD dada por la comunidad autótrofa del sistema.

Los resultados de los análisis de residuos de glifosato en muestras de agua,

sedimentos y peces, indicaron niveles no detectables por el método analítico (cromatografía líquida acoplada a masas), siendo para agua  $0.01 \text{ mg L}^{-1}$ , para sedimentos  $0.02 \text{ mg kg}^{-1}$  y para tejido de peces  $0.01 \text{ mg kg}^{-1}$ . Por lo que los residuos de glifosato se encuentran por abajo de estos límites y por abajo del nivel recomendado para agua potable ( $0.7 \text{ mg L}^{-1}$  USEPA 1992) (Tabla 27).

La explicación a la no detección del herbicida en los componentes ambientales muestreados, tanto en la presa Trigomil como Miraplanes, parte de las propias características del glifosato. La Tabla 28 se presenta las características específicas del glifosato según diferentes fuentes de información, las cuales permiten entender porque la concentración del herbicida después de la aplicación está en cantidades tan bajas.

Los herbicidas acuáticos pueden desaparecer del agua tratada por dilución, adsorción a los sedimentos, volatilización, adsorción por las plantas y animales o por la degradación. La desaparición se refiere por tanto a la remoción del herbicida de una cierta parte del ambiente, p.ej. agua y la degradación se refiere al rompimiento de la molécula a compuestos más simples (Langelad, 1992).

Los procesos que promueven su desaparición son básicamente la degradación bacteriana y la adsorción a los sedimentos. Se ha estudiado el proceso de desaparición del glifosato en el suelo y agua, demostrándose que es rápidamente degradado en suelo, bajo condiciones tanto aerobias como anaerobias. Se han determinado dos posibles vías metabólicas mediante las cuales las bacterias descomponen el glifosato (Figura 27). Estas vías son la de la sarcosina y la del ácido aminometil fosfónico (AMPA), principal metabolito del glifosato (Malik *et al.*, 1989).

La principal vía de degradación del glifosato en el ambiente es la del AMPA. El proceso se inicia con la ruptura de la cadena en el enlace C - N en la glicina, resultando la formación de glioxalato y el ácido aminometilfosfónico. El glioxalato que es un compuesto que existe naturalmente es degradado con la intermediación del oxalato a 2 moléculas de bióxido de carbono o es incorporado como tal en varios productos naturales. La degradación de AMPA a bióxido de carbono es propuesto a ocurrir por dos rutas. La primera, demostrada con bacterias, involucra el rompimiento de la cadena en el enlace C - P produciendo la metilamina y fosfato inorgánico. La metilamina es un compuesto que también existe en la naturaleza y que es degradada a bióxido de carbono directamente, o por la intermediación de la N-metilacetamida. Alternativamente, AMPA puede sufrir transaminación para producir ácido formilfosfónico, el cual es oxidativamente degradado a bióxido de carbono y fosfato inorgánico.

La vía de la sarcosina se inicia con la ruptura de la cadena en el enlace C - P del glifosato para producir fosfato inorgánico y sarcosina. La glicina es un aminoácido esencial el cual se degrada a bióxido de carbono o se incorpora dentro de varios productos naturales. Este proceso ha sido descrito por Malik *et al.*, *op. cit.*, y Smith y Olhme (1992) se muestra en la Figura 27.

**Tabla 27. Resultados del análisis de residuos del herbicida glifosato en la presa Miraplanes, Jal. 1993-1994.**

ESTACION	FECHA	AGUA (mg l <sup>-1</sup> )		SEDIMENTO (mg kg <sup>-1</sup> )
		SUP.	PROF.	
AFLUENTE	18/ABR/93	N.D	N.A	N.E
	03/JUN/93	N.D	N.A	N.E
	12/OCT/93	N.D	N.A	N.D
	13/NOV/93	N.D	N.A	N.D
	14/JUN/94	N.D	N.A	
EFLUENTE	18/ABR/93	N.D	N.A	N.E
	03/JUN/93	N.D	N.A	N.E
	12/OCT/93	N.D	N.A	N.D
	13/NOV/93	N.D	N.A	N.D
	14/JUN/94	N.D	N.A	
TEJIDO ANIMAL (PECES)	OCT/12	TIPO DE PECES		(mg kg <sup>-1</sup> )
	NOV/13	TILAPIA	CARPA	N.E N.D

APLICACIONES: 19 DE ABRIL, 15 MAYO Y 26 DE OCTUBRE.  
 N.D = No detectado      N.E = No efectuado  
 N.A = No aplica      SP = Muestra compuesta sup/prof.

**Tabla 28. Análisis comparativo de las características del glifosato según diferentes fuentes de información.**

Característica	Wetherdahl y Getsinger (1988)	USEPA (1993)	CICOPAFEST (1993)
Degradación Disipación	biodegradación aeróbica y anaeróbica	biodegradación aeróbica y anaeróbica	N.M
Vida media en el agua	mínimo 2 semanas máximo 7-10 semanas	7.5 días	N.M
Vida media en el suelo	60 días	mínimo 1.85 días 8.1 días máximo 120 días	N.M
Persistencia	N.M	N.M	Ligeramente persistente (< 4 semanas)
Solubilidad en el agua	12,000 mg L <sup>-1</sup>	1%	N.M
(FBC) Factor de bioconcentración	0.2 - 0.3 1.0 (estimado)	0.38 Tej. com. 0.63 No. com. 0.52 Paz completo	N.M
(K <sub>ow</sub> ) Coeficiente de partición-sorción	alta	N.M	N.M
(H) Coeficiente Ley de Henry	despreciable	N.M	N.M
(K <sup>ow</sup> ) Coeficiente de partición octanol-agua	0.00056	N.M	N.M
Degradación fotolítica (suelo y agua)	estable	estable	N.M
Presión de vapor	despreciable	despreciable	N.M
Hidrólisis	estable	estable	N.M

N.M : No menciona

**Tabla 28. Continuación.**

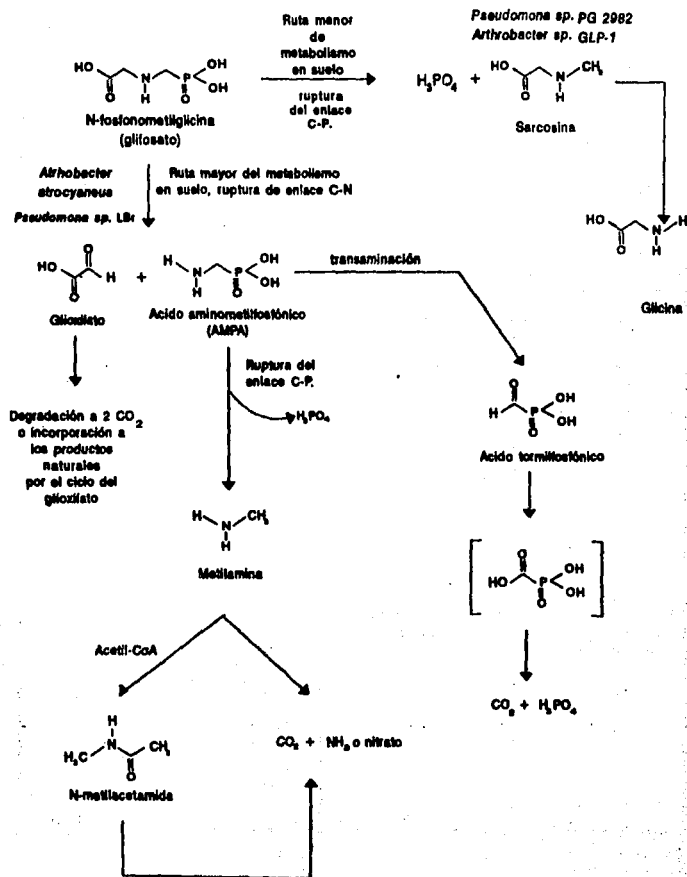
Característica	Wenthardtl y Gotsinger (1988)	USEPA (1993)	CICOPAFEST (1993)
Ingesta diaria admisible	N.M	dosis de referencia 2mg kg <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> (175/100)	N.D
Nivel equivalente para agua potable	N.M	50 mg L <sup>-1</sup>	N.M
Mutagenicidad	N.M	No	N.M
Carcinogenicidad	N.M	No (grupo E)	N.M
Teratogenicidad	N.M	No	N.M
Transporte	N.M	mínimo	N.M
Toxicidad peces	4.2 -16 mg L <sup>-1</sup>	Glifosato CL <sub>50</sub> 84.9-140 mg L <sup>-1</sup> . Ligeramente a prácticamente no tóxico MCTA > 25.7 mg L <sup>-1</sup> . Moderadamente a prácticamente no tóxico Roundup-Tóxico (surfactante)	N.M
Toxicidad en invertebrados	CL <sub>50</sub> 5.3	Glifosato 55-780mgL <sup>-1</sup> levemente a prácticamente no tóxico. MCTA > 50 < 98 mg l <sup>-1</sup> <i>Daphnia magna</i> formulaciones CL <sub>50</sub> 3 > 1000 mgL <sup>-1</sup> moderadamente a prácticamente no tóxico.	N.M

N.M : No menciona

N.D : No determinada

MCTA : Máxima concentración de tóxico aceptable.

Figura 27. Degradación de glifosato en suelo (Según Malik, et al., 1989; Smith y Oehme, 1992).



El mayor factor que influye la poca movilidad del glifosato en el suelo es la fuerte adsorción a una amplia variedad de ellos. Los estudios realizados sugieren que la adsorción de glifosato al suelo está relacionada al contenido de arcillas, la estructura individual de los minerales arcillosos, la capacidad de intercambio catiónico y fijación del fosfato en el suelo (Glass, 1986.1987, citado por Malik *et al.*, *op. cit.*).

Smith y Olheme (*op. cit.*), citando a varios autores indican que la adsorción del glifosato es reversible y que ésta se lleva a cabo a través del ácido fosfórico presente en su estructura en su forma de anión fosfonato, la cual compete por los sitios de adsorción del suelo a partículas suspendidas con el fosfato inorgánico. Indican también la movilidad del glifosato en el suelo está limitada por bajo pH, bajos niveles de fosfato inorgánico y suelos arcillosos con altos contenidos de cationes metálicos di y trivalentes como zinc, magnesio, cobre, hierro y aluminio. Una vez que el glifosato alcanza el suelo, éste ya no es asimilable por las plantas y por lo tanto ya no tiene ninguna acción fitotóxica.

Los procesos anteriores no del todo conocidos promueven que el glifosato tenga generalmente una vida media en el agua y en el suelo de poca duración (Tabla 28) como fue también observado en este estudio donde la toxicidad demostró una disminución mayor al 50% en un término de 4 días, clasificándose como no persistente.

El glifosato formulado en su forma de sal presenta una alta solubilidad en el agua por lo que tiene baja solubilidad en grasas. Esta característica se confirma al presentar un bajo coeficiente de partición octanol-agua. A su vez si no es muy soluble en grasas su potencial de bioacumulación en peces es bajo como lo indican los bajos factores de bioconcentración determinados. La adsorción a los sedimentos se explica también por el alto coeficiente de partición-adsorción del compuesto, lo cual indica el papel que tiene la adsorción a las partículas suspendidas y sedimentarias para que el glifosato desaparezca rápidamente del agua (Tabla 28).

El coeficiente de la ley de Henry es un parámetro que indica el grado de volatilización de un compuesto y se obtiene del cociente entre la presión de vapor del compuesto y la solubilidad en el agua. Se ha determinado que la presión de vapor es despreciable y que la solubilidad en el agua es muy alta obteniéndose un coeficiente de Henry despreciable y por tanto de muy bajo potencial de volatilización.

Se ha obtenido información que permite asegurar que la desaparición del glifosato no está influida por hidrólisis o degradación fotolítica. (Tabla 28).

Estas características y una extensa información toxicológica generada en los últimos años ha promovido que el glifosato haya obtenido en septiembre de 1993 el registro de uso por parte de la Agencia de Protección Ambiental de EU (USEPA, 1993). Esta información se incluye también en la Tabla 28 y es indicativa de que este herbicida es

prácticamente no tóxico a formas de vida diferente a las plantas. Además la DL<sub>50</sub> lo clasifican como de baja toxicidad inclusive con mayor seguridad que la cafeína, la aspirina y la sal comercial (Tabla 29).

La carga contaminante que afecta a un sistema puede valorarse con datos físicos y químicos obtenidos en un momento dado; por el contrario, el análisis biológico da una visión de los efectos duraderos de esta carga en el ambiente y del posible impacto sobre las comunidades. De esta forma la calidad del agua puede evaluarse mediante indicadores biológicos.

Debido a lo anterior otro estudio evaluó cuantitativa y cualitativa la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y planctónicos, para establecer el posible impacto de los métodos de control de malezas utilizados en la presa Trigomil, Jal. (Gutiérrez, *et al.*, 1993). Los resultados indicaron que estas comunidades no fueron afectadas permanentemente. En general y retomando los resultados de los análisis de herbicidas y las condiciones de calidad del agua descritos para las presa Trigomil y Miraplana lo que afectó a la comunidad bentónica fue el manejo que se hace del agua en la cuenca, su confinamiento y la contaminación orgánica y no la variación en la calidad del agua debida a la presencia del herbicida.

El análisis de plancton determinó la presencia de algas que sobreviven en condiciones de eutroficación avanzada como es el caso de las diatomeas *Navicula*, *Fragilaria*, *Nitzschia* y *Surirella*, así como de clorofitas del género *Ulothrix* y cianofitas del género *Anabaena*, todas ellas indicadoras de la presencia de materia orgánica.

Se presentó una contaminación de tipo orgánico. No existieron disturbios permanentes en la cadena alimenticia, ya que las cantidades encontradas de organismos después de la aplicación del herbicida, no mostraron que se hayan deteriorado las condiciones existentes. Además, se conservan los grupos básicos como son diatomeas, clorofitas y cianofitas, las cuales tienden a recuperarse en número y diversidad.

Se debe tener presente que el cuerpo de agua está ya eutroficado y que los cambios en el número de organismos obedece a la remoción lirio acuático, ya que algunos de ellos utilizan las raíces del lirio acuático para sobrevivir adheridos, como es el caso de *Fragilaria* y *Surirella*.

Se puede inferir con los resultados obtenidos que el herbicida aplicado no afectó a los organismos planctónicos presentes y éstos tienden a su recuperación en las nuevas condiciones (sin presencia de lirio acuático). Se espera que aparezcan más especies debido principalmente a que se incrementará paulatinamente la capa de agua en donde penetra la luz, desarrollándose organismos productores de oxígeno (Gutiérrez *et al.*, 1993).

**Tabla 29. Comparación tóxica (DL<sub>50</sub> ratas-mg kg<sup>-1</sup> peso corporal) del glifosato respecto a otros herbicidas y sustancias comunes (Caseley, 1994)\*.**

Herbicida	DL <sub>50</sub>	Herbicida	DL <sub>50</sub>
<b>Alta toxicidad</b>			
Paraquat	120	Endothal amina	206
Bromoxinil	190	Diquat	231
Bromoxinil octonato	385	Cianazina	288
<b>Toxicidad moderada</b>			
Diclofop-metil	536-693	Propanil	1870
Sal 2,4-D Na	668-805	Glufosinato	2000
2,4-D isopropil	700	Fenoxaprop-etil	2357
CDAА	750	Metolactor	2828
MCPA	800	Atrazina	3080
Metribuzin	1090	Diurón	3328
EPTC	1652	Fluazifop-butil	3330
Alaclor	1800	Acifluorofeno	3460
<b>Baja toxicidad</b>			
Asulam	> 5000	Imazetapir	> 5000
Dalapon	> 5000	Simazina	> 5000
Glifosato	> 5000	Sulfometuron-metil	> 5000
<b>Químicos comunes</b>			
Nicotina	50	Toxicidad.	Muy alta
Cafeína	200		Alta
Aspirina	1750		Moderada
Sal	3000		Moderada

\* Adaptado de la guía de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA).

#### **6.4.1 Programa de mantenimiento.**

El éxito del programa de control iniciado dependerá en gran medida de la atención que se preste en las primeras etapas de reinfestación. En esta fase, las plantas son plenamente controlables, con baja inversión de recursos y procedimientos relativamente simples.

Se llegará nuevamente a la necesidad de programas de control costosos, cuando no se realicen las acciones de carácter preventivo que impidan la reinfestación de estos cuerpos de agua. Por lo tanto, es necesario trazar una estrategia de acciones a corto, mediano y largo plazo dentro del marco de un programa de manejo de las malezas acuáticas en las presas Trígomil y Miraplanes.

Un programa de manejo o de mantenimiento se define como el conjunto de acciones y/o procedimientos de control de la vegetación considerada como maleza, aplicados de forma permanente, con el propósito de mantener a las poblaciones de estas plantas en la cantidad más baja posible. El programa de manejo es importante porque el lirio acuático es una planta que crece rápido, principalmente de mayo a octubre de modo que si no se controla, cubrirá la superficie del agua en muy poco tiempo.

El programa de manejo diseñado consiste en dos actividades:

- a) Vigilar la presencia y desarrollo del lirio acuático en el embalse.
- b) Llevar a cabo el método de control más adecuado.

La vigilancia de la presencia del lirio acuático consiste en detectar y evaluar la cantidad de maleza presente en un momento dado. La vigilancia se realiza en dos formas:

1) Visualmente, desde fuera de la presa. La observación consiste en determinar desde puntos estratégicos, el porcentaje de infestación del espejo del agua que se encuentra cubierto de maleza, es decir, la cobertura de las plantas en el agua. Para realizar esta actividad es necesario contar con el esquema de la presa o identificar puntos de referencia específicos que permitan estimar la cobertura en porcentaje.

Las observaciones se completarán con recorridos en la ribera del embalse y en todos los sitios posibles que permitan ver la mayor superficie del cuerpo de agua. Los recorridos permitirán verificar y completar la cobertura señalada en el mapa anterior.

2) Visualmente dentro de la presa. Con ayuda de una lancha con motor fuera de borda realizar recorridos principalmente en aquellos puntos que, ubicados fuera de la presa, sean imposibles de observar a simple vista.

Como el lirio acuático puede ser transportado por el río, será necesario como parte del programa instalar cables de retención de las plantas, ubicados en las entradas de las presas (afluentes). El o los cables de retención tienen el propósito de que las plantas no penetren directamente al embalse donde se dispersarían ocasionando mayor esfuerzo de control. El programa de manejo pretende que los métodos de control se lleven a cabo en los cables de retención de las plantas, por lo que estos puntos son los más importantes de vigilar y controlar.

Además de verificar la presencia del lirio, se tiene que inspeccionar que estos cables no estén rotos o en malas condiciones y que estén colocados de tal forma que realmente detengan a las plantas.

Se requiere también realizar recorridos en todos aquellos puntos, aun estando colocados en el centro de la presa sean difíciles de observar, incluyendo los brazos de agua más alejados, recodos o agua estancada por la disminución del nivel del agua en la temporada de secas. Estos puntos serán identificados y ubicados en el esquema del embalse de tal manera que después, se elaboren hojas de registro que permitan tener un seguimiento, tanto en tiempo como en espacio y además que sea posible realizarlo por cualquier persona o personas. En este sentido los pobladores cercanos a la presa son valiosos colaboradores para llevar a cabo la vigilancia como el control.

La verificación de la presencia del lirio acuático en la presa tanto fuera de ella como por medio de los recorridos en lancha, es conveniente realizarlos cada 15 días durante los meses de abril a octubre y cada 30 días de noviembre a marzo.

La hora del día que generalmente se presenta para realizar dichas observaciones, es antes de las nueve de la mañana, cuando la velocidad del viento es menor y el lirio se concentra en algunas áreas que se ubicarán en el terreno por la topografía del sistema.

Actualmente no existe un criterio que permita establecer o recomendar un nivel de cobertura permisible del lirio acuático en los sistemas acuáticos. Este nivel se ubica entre una cantidad de plantas que no limita la calidad del agua y la cantidad de plantas que de alguna manera benefician al sistema, tal como ser zonas de anidamiento, de protección o de alimento para otros organismos.

No se cuentan con mediciones cuantitativas de hasta donde inician los problemas con la presencia del lirio acuático y aunque se tuvieran, sería muy difícil extrapolarlas a todos los cuerpos de agua. Ante esta situación se elaboró una clasificación cualitativa que permite relacionar la cobertura (%), los posibles métodos de control y el tiempo en que éste se requiere. Dicha clasificación se presenta en la Tabla 30. Esta Tabla fue generada a manera de guía y se desprende de las experiencias obtenidas en cuanto al control de la maleza.

**Tabla 30. Guía para el control de mantenimiento en las presas Miraplanes y Trigomil, Jalisco.**

Infestación	Cobertura (%)	Control	Necesidad de control
Grave	15	Químico con aerobote y/o trituración mecánica y biológico	Inmediato
Moderada	1 a 15	Químico con aerobote y/o trituración mecánica y/o extracción mecánica y biológico	7 días
Tolerable	1	Extracción manual con lancha y/o desde la ribera, químico con lancha y/o desde la ribera y biológico	30 días

## 7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 7.1 Generales

Se recopilaron y analizaron los elementos históricos, conceptuales y metodológicos del control del lirio acuático. Lo anterior no sólo con el fin de despertar el interés para que el lirio acuático sea objeto de estudio, sino fundamentalmente, con la idea de desarrollar una estrategia que solucione el problema.

El éxito del *Eichhornia crassipes* se basa en sus propiedades estructurales y de adaptación, así como en sus estrategias de sobrevivencia. Este hecho ha permitido concluir que, en la actualidad, es una maleza que no puede erradicarse, sino únicamente controlarse.

La mayoría de los métodos de control han sido empleados en México: la remoción manual y mecánica, el tratamiento con herbicidas y con agentes biológicos. La experiencia adquirida indica que para reducir la infestación a niveles manejables deben usarse las alternativas de cobertura amplia, tal como son el uso de agentes químicos y la trituración mecánica. En una segunda etapa, debe emplearse una combinación de métodos bajo una estrategia integral, en la que el control biológico debe ser un componente importante.

Para enfrentar el grave problema que significan las más de 40,000 ha detectadas en el país, es necesario elaborar programas de control integral a nivel de cuenca. Aunque sin bien son muchas las variables y factores que interactúan, este trabajo incluyó las principales y permitió identificar estrategias técnica y económicamente factibles.

Un programa de control debe basarse en la evaluación de las variables ambientales, estrechamente relacionadas con el proceso de limpieza. Entre éstas pueden considerarse las generales, como las características morfológicas de cada sistema, los usos y calidad del agua, dinámica hidráulica, accesibilidad, interrelaciones de los usuarios con el cuerpo de agua, entre otras; así como las particulares: cobertura, densidad y crecimiento de la maleza.

El conocimiento de las variables involucradas permite diseñar una estrategia de manejo en función de los recursos humanos, materiales y económicos disponibles, los cuales definirán las opciones más adecuadas a las condiciones de cada sitio. En apoyo a esto, se generó una metodología que cumple con los requerimientos mínimos para formular programas específicos útiles.

La estrategia básica, aplicable a cualquier sitio, se constituye por cinco fases principales: evaluación, que determina las condiciones iniciales; comunicación y participación, que incluye el aspecto social dirigido a la concientización de los usuarios y a la creación de organizaciones que tomen como propias las acciones propuestas;

control, que pone en práctica la estrategia particular previamente diseñada, bajo condiciones de seguridad, tanto para el personal participante como para el ambiente; evaluación ambiental, consistente en la identificación de las consecuencias de los posibles procesos que puedan utilizarse para resolver el problema y, finalmente, mantenimiento, que establece de manera continua las técnicas de control más adecuadas, a fin de mantener la población vegetal bajo el umbral donde no cause problemas.

Especial atención requiere la reinfestación de los cuerpos de agua limpios, ya que deben continuarse las acciones de control iniciadas durante la etapa de mantenimiento. Esta etapa es permanente, y la evaluación y seguimiento de todo el proceso dicta la modificación de la estrategia seleccionada con el propósito de que la cobertura de la maleza permanezca en condiciones manejables.

El involucrar a los usuarios en todas las tareas de limpieza como en las de mantenimiento, no sólo asegura una parte muy importante en el proceso de restauración, sino reduce los costos de manera significativa.

Con los antecedentes presentados, la información disponible y los datos generados en este estudio, se concluye que no existe ningún impedimento para que el glifosato pueda utilizarse en sistemas acuáticos, ya que es mínima la probabilidad de que se presenten efectos colaterales, si se satisfacen estrictamente las especificaciones de uso.

Se formalizó la metodología para evaluar la utilización de productos químicos como opción de control. Es conveniente extender las experiencias adquiridas para evaluar otros herbicidas, con objeto de conformar una base de datos que permita la selección del producto más eficiente y factible de aplicar en México, en diferentes condiciones de infestación.

Las investigaciones futuras tendrán que encaminarse hacia el seguimiento de los efectos tóxicos crónicos producidos por estas sustancias, además de su persistencia y destino final en el agua, sedimento, organismos acuáticos y cultivos irrigados con el agua tratada. Paralelamente, es conveniente tener un estricto control analítico de los productos a emplear, con lo cual se tendrá una rigurosa vigilancia de los fabricantes y un minucioso seguimiento del uso de los diferentes productos.

En México, los plaguicidas se encuentran regulados por una serie de ordenamientos jurídicos (Ley de Sanidad Fitopecuaria, Ley General de Salud, Ley del Equilibrio Ecológico, entre otras); no obstante, estos instrumentos están referidos al uso de herbicidas en el medio terrestre, motivo por lo que el uso de estos en el ambiente acuático carece de una base legal técnicamente justificada.

Las razones que hacen necesario el control del lirio acuático son numerosas y

diversas. Debido al deterioro ambiental en las cuencas hidrográficas y las capacidades de establecimiento y adaptación de esta maleza, debe aceptarse como inevitable la necesidad de control, antes que la situación sea irreversible.

El mayor logro de este trabajo es el hecho de que el control de esta planta es factible, lo cual fue demostrado técnicamente. Los trabajos futuros, por lo tanto, estarán ubicados en otra instancia de decisión que incluyen los ámbitos político, económico e incluso social. Es de enfatizarse, sin embargo, que los esfuerzos a largo plazo no sólo deben dirigirse a las labores de limpieza, sino que deben instrumentarse programas de restauración ambiental más ambiciosos bajo una estricta planeación e investigación permanente, así como un proceso de concientización de todos los sectores de la sociedad, incluidos los ambientalistas.

## 7.2 Específicas

### 7.2.1 Presa Requena, Hidalgo

Dada la poca variabilidad de la población del lirio acuático en la presa Requena, se demostró que fue suficiente un ciclo anual de muestreo con tres determinaciones mensuales para tener una descripción confiable de la biomasa, la cual, en promedio, presentó un valor de  $35.74 \pm 7.26 \text{ kg m}^{-2}$  en peso húmedo ( $2.01 \pm 0.41 \text{ kg m}^{-2}$ , peso seco) con valores máximo y mínimo de 51 ( $2.87 \text{ kg m}^{-2}$ ) y 11  $\text{kg m}^{-2}$  ( $0.62 \text{ kg m}^{-2}$ ), respectivamente. Estos valores son semejantes a los obtenidos en otros estudios en México y el extranjero.

Las evaluaciones del crecimiento del lirio acuático en la presa, durante los periodos verano-otoño-invierno, invierno y primavera, demostraron un crecimiento que se aproxima a un comportamiento de tipo logístico con los respectivos parámetros a, r y k. Se obtuvo una tasa relativa porcentual de crecimiento máxima de 9.34 % con un tiempo de duplicación de 7.4 días de abril a junio. Se determinó que en invierno el crecimiento se reduce hasta en 90 %, por lo que se confirma que es la etapa ideal para el control mecánico.

En la presa se producían  $144 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de materia seca, siendo un valor característico del crecimiento de la planta en agua con alto contenido de nutrientes, tal como aguas residuales municipales y cuerpos de agua eutróficos. El lirio acuático en la presa Requena sufrió una disminución de su población en 90%, debido principalmente al manejo del nivel del agua y a la máquina trituradora denominada "Retador".

Los datos obtenidos permitieron adaptar un modelo de crecimiento contra la remoción del lirio acuático, el cual se ajustó estrechamente al proceso de la disminución de la cobertura en la presa. Se requirió una tasa de remoción de la biomasa de aproximadamente  $3,600 \text{ ton día}^{-1}$  durante un periodo de 181 días para disminuir la

infestación de 384 a 35 ha.

El confinamiento del lirio acuático para medir su crecimiento, es una técnica apropiada capaz de instrumentarse en la mayoría de los cuerpos de agua del país. A pesar de las simplificaciones del modelo logístico, este procedimiento es una vía objetiva de comparación de las potencialidades de crecimiento con base en límites geográficos y calidades de agua, y junto con el modelo obtenido, puede constituir una herramienta importante para establecer políticas de control basada en datos de campo.

No se detectaron efectos colaterales producidos por la descomposición del material vegetal destruido por la máquina trituradora. Este hecho se explica por las condiciones de operación de la presa, que provoca un continuo recambio de agua del orden de dos o tres veces por año.

El embalse se clasificó como eutrófico no obstante la suspensión de la entrada de las aguas residuales vía Canal del Salto (1986-1987). El efecto en la disminución del aporte de aguas residuales tendrá que evaluarse a más largo plazo. La presa presentó una mejoría general de las condiciones físicas, químicas y biológicas mostrando el inicio de un proceso de rehabilitación con opciones de uso pesquero y recreativo; sin embargo, se requieren controlar los aportes de contaminación urbana e industrial provenientes del río Tepeji.

El sistema, al no tener el lirio, propició el abatimiento casi por completo de la población de moscos *Culex* spp. y *Culiseta* spp.

#### 7.2.2 Presa Endhó, Hidalgo

El producto glifosato es eficiente para controlar el lirio acuático en biomásas de 10 y 20 kg m<sup>-2</sup> en un término de 51 días con una tasa de aplicación de 5 L ha<sup>-1</sup>. El hundimiento de la mayor parte de la biomasa vegetal ocurrió entre los 50 y 80 días del tratamiento. Para densidades de 30 y 40 Kg m<sup>2</sup>, se requirió una segunda aplicación de 2 L ha<sup>-1</sup> a los 51 días de la primera.

Se recomienda aplicar el herbicida entre los meses de mayo a julio, realizando una primera aplicación a una tasa de 5 L ha<sup>-1</sup>, y una segunda entre los 20 y 30 días después de la primera con una tasa de 2 L ha<sup>-1</sup>. Dichas recomendaciones son para a aspersiones manuales con mochilas, lancha o aerobote. Para aplicaciones aéreas se requerirán dosis de 7 L ha<sup>-1</sup>.

El control del lirio acuático por medio de herbicidas, se halla en función de la biomasa vegetal existente en el área de aplicación, por tanto, se considera a la época del año y a la densidad vegetal con su correspondiente área foliar, como algunos de los factores que más lo condicionan.

### 7.2.3 Toxicidad

No se detectaron en *Cyprinus carpio* efectos letales (muerte) o subletales (Inmovilidad, pérdida de equilibrio, sangrado, hiperventilación) que dieran la pauta para considerarla como una sustancia peligrosa.

Las concentraciones evaluadas incluyeron cantidades de glifosato dentro de un intervalo de 14 a 221 L ha<sup>-1</sup>, dosis muy superiores a la tasa de aplicación recomendada por el fabricante de 7 L ha<sup>-1</sup>. Se concluye que aun en estas concentraciones, se tiene un amplio margen de seguridad en el uso de este producto.

En las pruebas de toxicidad con *Daphnia magna*, se obtuvo que la concentración letal media del glifosato es de 540 mg L<sup>-1</sup> (460-630 mg L<sup>-1</sup>). Esta concentración está muy por arriba de aquellas (0.0054 y 0.45 mg L<sup>-1</sup>) estimadas como remanentes en las presas de Trígomil y Miraplanes, en Jalisco, después de una aplicación a gran escala. Incluso en condiciones extremas, cuando el herbicida sólo se encuentre en los dos primeros metros de la columna de agua, la concentración esperada es todavía inferior a la obtenida en este y otros estudios, como tóxica.

Las pruebas de persistencia del compuesto demostraron que existe una tendencia a la disminución de la misma. Por ello se clasifica como no persistente y con una vida media, estimada con pruebas de toxicidad, menor a 96 horas.

Se documenta el hecho de que el glifosato, al entrar al sistema acuático se dispersa principalmente por procesos microbiológicos y adsorción en sólidos suspendidos y sedimentos, fenómenos que se presentan en las áreas de tratamiento. Aunque estos mecanismos de dispersión son conocidos, el proceso de dilución es el más importante.

### 7.2.4 Presas Trígomil y Miraplanes, Jalisco

Como resultado final de la ejecución del programa en la presa Trígomil, se removieron 211 ha de lirio acuático a través de la combinación del uso del glifosato con la trituración mecánica, en un término de 60 días. En Miraplanes, con tres tratamientos a base de glifosato en un lapso de aproximadamente 300 días, se removieron 73 ha de la asociación del lirio acuático y tule, bajo condiciones de transición entre un sistema lacustre y uno terrestre.

Los residuos del producto no fueron detectados en agua, peces o sedimentos, confirmando los mecanismos que han sido identificados como responsables de la degradación del compuesto en el ambiente. La calidad del agua se vio deteriorada por la incorporación de la biomasa tratada o triturada en términos de decaimiento del oxígeno disuelto y aumento de nutrientes. Sin embargo, se determinó, en ambos casos, que los cambios registrados en la calidad del agua son consecuencia de las características de los respectivos afluentes, donde fueron detectadas altas

concentraciones de materia orgánica y nutrientes, producto de los arrastres de la cuenca.

En el embalse Trígonmil, de reciente llenado (enero de 1993), la calidad del agua se deteriora por la descomposición de la vegetación inundada. A pesar de esto, no fueron detectados peces muertos en el proceso de limpieza y los estudios con las comunidades biológicas (plancton y bentos), llevados a cabo en paralelo, mostraron que éstas no fueron afectadas.

La elaboración y ejecución del programa de control del lirio acuático en las presas Miraplanes y Trígonmil, permitió corroborar los resultados generados a escala laboratorio y llevar a cabo dos estrategias diferentes de control acordes a las características de cada sitio.

Actualmente las presas se encuentran en bajos niveles de infestación gracias al programa de mantenimiento puesto en marcha por los usuarios de las presas, quienes llevan a cabo esta labor. Asimismo, se ha observado un incremento en la acción de *Neochetina eichhorniae*, biocontrolador presente en estos sistemas. Para hacer más eficiente este programa deberá introducirse a *Neochetina bruchi* cuya acción conjunta tendrá que evaluarse a mediano plazo. Además, conviene investigar a otros biocontroladores, tales como hongos fitopatógenos, a fin de obtener una posible estrategia que incluya la acción del herbicida en bajas concentraciones en combinación con los agentes de control biológico.

En la evaluación realizada (1993-94), se encontró que el costo por hectárea utilizando glifosato fue de N\$ 655.00 a N\$ 683.70. Los costos de la trituración mecánica son del orden de N\$2,000 a N\$ 2,500.00, por lo que el control químico puede ser tres a cuatro veces menor que el control mecánico por trituración. La estrategia del control químico, más la trituración, tuvo un valor cercano a los N\$ 2,450.00 por hectárea.

## 8. Bibliografía

- Ahmed S.A., Ito M. y K. Veld. 1982. Water quality as affected by waterhyacinth decomposition after cutting or 2,4-D application. *Weed Res. Jp.* 27: 34-39.
- Alba, H.I. 1994. Rompimiento de la latencia de las semillas de *Eichhornia crassipes*, Tesis Licenciatura Biología, Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala-UNAM, México. 54 p.
- American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA) y Water Pollution Control Federation (WPCF). 1976. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14ª ed. Washington, D.C. 1193 p.
- American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA) y Water Pollution Control Federation (WPCF). 1985. Standard Methods for The Examinations of Water and Wastewater, 15ª edición. Washington, D.C. 1268 p.
- American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA) y Water Pollution Control Federation (WPCF). 1992. Standard Methods for The Examinations of Water and Wastewater, 18ª edición Washington, D.C. 1105 p.
- Arnold, C.A. 1940. A note on the origin of the lateral rootlets of *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms, *Amer. J. Bot.* 27:728-730.
- Arrignon, J. 1979. *Ecología y Piscicultura de las Aguas Dulces*. Mundi-Prensa, Madrid, España. 365 p.
- Ashton, P.J., Scott, W.E. y D.J. Steyn. 1981. The chemical control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms). *Progress in Water Science and Technology*. 12:865-882.
- Australian Weed Committee. 1979. En: *Control of Aquatic Weeds. Guidelines for field evaluation herbicide*. Australian Government Ing. Service. Canberra, Australia. Secc. 21 y apendice A.
- Ayala G.G.; Ortiz S.J.; Colón T.L.; Banderas T.A y P.A. Molina. 1983. Diagnóstico del Impacto ambiental del vaso de la presa Trigomil, Guadalajara, Jal., Comisión Nacional del Agua. Subdirección General de Infraestructura Hidroagrícola (Informe interno).
- Barrett F.R. 1985. Efficacy of glyphosate in the control of aquatic weeds. En: Grossard E. y Atkinson D. (eds), *The herbicide glyphosate*. London, UK. 365-374.
- Barrett, S.C.H. 1989. Water weed invasions, *Sci. Amer.*, Oct., 90-97.
- Bastidas, R.V.; Contreras, J.R; Delgado, M.H.; Rebollos B.J.L. y H.N. García. 1980. Investigación sobre el aprovechamiento de malezas acuáticas en la reestructuración de suelos, Subdirección de Investigación y Entrenamiento. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (Informe Interno). No. 1, México, 45 p.
- Bose, P. K. 1945. The problem of water-hyacinth in Bengal. *Sci. and Cult.* 1:167-171.
- Batanouny, K.H. y A.M. el Fiky. 1975. The water hyacinth (*Eichhornia crassipes*, Solms.) in Nile System, *Egypt. Aquat. Bot.* 1:243-252.
- Bidwell, S.G.R. 1979. *Fisiología Vegetal*. AGT. México. 764 p.
- Blackburn, R.D. y L.W. Weldon. 1983. Suggested control measures for common aquatic weed of Florida. *Hyacinth Control J.* 2: 2-3.

- Bock, J.H. 1966. An ecological study of *Eichhornia crassipes* with special emphasis on its reproductive biology. Ph. D. Thesis. Univ. de California, Berkeley. 175 p.
- Bock, J.H. 1969. Productivity of the Water Hyacinth *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Ecology. 50:460-484.
- Bonilla D.U.; Contreras M.R.; Carlos H.G. y P.L. Oliva. 1985. Alternativas para el control mecánico de malezas acuáticas estimaciones de costos, Informe Técnico, Centro de Investigación y Entrenamiento de Calidad de Agua. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (Informe interno). México. 63 p.
- Boyd, C.E. 1976. Accumulation of dry matter, nitrogen and phosphorus by cultivated water hyacinth. Econ. Bot. 30:51-56.
- Brahina'kyi, L.P. Rotova'ka. 1963. Effect of herbicide 2,4-D on pond invertebrates Depovidi Akad, Nauk Ukrain. R.S.R. 4: 351-529. En: Sport Fish Abs. No. 5741. v. 8. No. 2.
- Bravo, I.L. 1990. Modelo logístico para predecir el control mecánico del lirio. En: Díaz *et al.*, Informe final del proyecto: Control de la Eutroficación y Malezas Acuáticas. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (Informe interno). México. 129-148.
- Bravo I.L.; Gutiérrez L.E.; Sánchez Ch. J.; Olvera V.V.; y G.Z. Díaz. 1991. Programa de control mecánico del lirio acuático. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (Informe interno). México. 64 p.
- British Crop Protection Council (BCPC) . 1979. The pesticide manual, a world compendium, Charles R. Worthing (ed), Nottingham -England. 365 p.
- Bronstad, O.J. y H.O. Friestad. 1983. Behaviour of glyphosate in the aquatic environment, In: E. Grossard, D. Atkinson (eds), The Herbicide Glyphosate, Butterworths. London, UK. 200-205.
- Brower, E.J. y H.J. Zar. 1977. Field and laboratory methods for general ecology, Wm. C. Brown Co. Iowa, EU. 174 p.
- Bulkema, A.I.; Benifield, E.F. y R.B. Niederlehner. 1981. Effects of pollution on freshwater invertebrates, J.W.P.C.F. 53(6):1007-1015.
- Bulkema, L.A.; Niederlehner, R.B. y J. Cairns . 1982. Biological monitoring, Par. IV-Toxicity, Testing. Water Res. 16: 239-262.
- Caseley, J.C. 1994. Herbicides. En: Labrada R.; Caseley J.C. y C. Parkey (eds). Weed management for developing countries. 120, FAO, Rome, Italy, 181-190.
- Castagnino, W.A. 1982. Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos cálidos Tropicales. Lima, Perú OPC/CEPIS. 26 p.
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (CEPIS) . 1988. Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales. OMS-OPS. Programa de Salud Ambiental, Sección 1-6, Lima, Perú.
- Comes, R.D.; Bruns V.F. y A.D. Kelley. 1978. Residues and persistence of Glyphosate in irrigation Water. Weed Science. 24(1): 47-50.
- Comisión Lerma-Chapala. 1960. El lirio en el Lago de Chapala. Ingeniería Hidráulica en México, Abril-Mayo-Junio, 55-70.

Comisión Nacional del Agua .1989. Diario Oficial de la federación. Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. 13 diciembre.

Contreras R. y H.G Carlos. 1981. Inventario Nacional de Malezas Acuáticas y su distribución. Informe Técnico. Centro de Investigación y Entrenamiento de Calidad de Agua-Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (Informe interno). México.

Conzatti, C. y L.C. Smith. 1985. Flora Sinóptica Mexicana, Reim. 1895. Ed. Politécnica. México. 335 p.

Corell, D.S. y H.B. Corell. 1985. Aquatic and Wetland Plants of Southwestern of United States. v. 1. Stanford University Press, California. EU. 856 p.

Cornwell, D.A.; Zoltek, J.Jr.; Patrinely, C.D.; Furman S.de.T. y F.J. Kim. 1977. Nutrient removal by waterhyacinths, J. Water Poll. Cont. Fed. 49: 57-65.

Cronquist, A. 1977. Introducción a la Botánica, 2a. ed. CECSA. México. 800 p.

Chadwick, M.J. y M. Obeid. 1966. A comparative study of the growth of *Eichhornia crassipes* Solms and *Pistia stratiotes* L. in water culture, J. Ecol. 54:563-575.

Chapman, D. 1992. Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring, UNESCO. WHO. UNEP. XX. London, UK. 585 p.

Dean, E.W. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparison with other methods. J. of Sedimentary Petrology. 44(1): 242-248.

Dekimpe, P. 1957. Le controle de la jacinthe d' eau. Bull. Agric. du Congo Belge 48:105-151.

Del Vlab R.P.; Tur, N.M y V. Mantovani. 1968. Estimación de la Biomasa de Hidrófitos en Cuencaas Isefías del Paraná Medio, Physis, B Aires, 28: 219-226.

Díaz, Z.G. 1989. Infestación del lirio acuático en ecosistemas acuáticos. En: Control y Aprovechamiento del Lirio Acuático en México, Serie de Divulgación No. 17, Comisión Nacional del Agua-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Mor. México. 43-49.

Dinges, R. 1973. Ecology of *Daphnia* in stabilization ponds. Texas State Department of Health, Division of Wastewater Technology and Surveillance. EU. 155 p.

Dryer J. 1985. Computer programs for calculating the LC<sub>50</sub> and confidence confidence interval. En: Peltier W y I. C Weber (eds). Methods for measuring the agude toxicity of effluents to freshwater and marine organisms. 3a. ed. United States Environment Protection Agency, EPA/600/4-85/013. Cincinnati, EU. 169-216.

Dyke, V.M. 1971. Mechanical harvesting of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in shell Creek reservoir, Charlotte County, Florida. En: Evaluation on comercially available water hyacinth haversters, by Bureau of aquatic research and control, Department of natural Resources US. Army Corps of Engineers and Gome and Fresh Water Fish Commision. 25 p.

Evans, A.C. 1963. The grip of the water hyacinth, The New Sci.19:666-668.

Evans, D.M. 1978. Aquatic weed control with the isopropilamine salt of N-phosphonomethyl glicine, EWRS 5 th, Simposium on Aquatic Weeds. 5:315-322.

- Fernández, J.D., A.R. Guerrero, T. Vasconcelos e I. Moreira . 1978. Essais de lutte conutre les plantes aquatiques Portugal, EWRS, 5Th Symposium on Aquatic Weeds. 5:171-178.
- Feng, J.C.; Thompson D.G. y P.E. Reynolds. 1990. Fate of Glyphosate in a Canadian Forest Watershed. Aquatic Residues and Off-Target Deposit Assessment. Journal Agric. Food and Chemistry. 38(4): 1110- 1118.
- Folmar, L.C; Sanders, H.O. y A.M. Julin. 1979. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 8 (3): 269-278.
- Gangstand, E. O. 1972. Herbicidal control of aquatic plants, J. of Sanitary Engineers, 98 (SA2): 397-406.
- Gallagher, J.E. 1982. Water hyacinth control with Amitrol-T, Hyacinth Control J., 1: 17-18.
- Gallagher, J.E. 1989. Management of aquatic weeds with aquatic herbicides. En: Trip Report and Assessment of Aquatic Weed Problems in Colombia S.A., in the Corporation Autónoma Regional Area of Responsibility. Apéndice 6. (Informe interno).
- García, E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana), Instituto de Geografía, UNAM. México. 252 p.
- Garcidueñas, R.M. 1984. Manual teórico-práctico de herbicidas y fitoreguladores, 2a ed., Limusa, México. 144 p.
- Garman, D.G.; Good, B.G. y L.M. Hinsman. 1986. Phosphorus: A summary of information regarding lake water quality. Illinois Enviromental Agency/Water Pollution Control/ 86-010, Illinois. E.U. 88 p.
- Gómez, A.J. 1982. Contribución al control del lirio acuático: (*Eichhornia crassipes*) por medio de controladores biológicos y herbicidas, Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco. Informe de Seminario de Investigación. 58 p.
- Gopal, B. 1987. Water Hyacinth Aquatic Plant, Studies 1, Elsevier Science. Amsterdam, The Netherlands. 471 p.
- Guerrero L.F. 1982. Análisis Cuantitativo Mensual del Plancton del Embalse Requena, Hgo, Tesis Biología. Instituto Politécnico Nacional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. 62 p.
- Gutiérrez, L. E. 1983. Caracterización tóxica de algunos efluentes industriales mediante bioensayos estáticos con renovación, Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. México. 64 p.
- Gutiérrez L.E y G.Z Díaz .1986. Evaluación del Lirio Acuático en la Presa Requena, Hgo. Subordinación de Calidad del Agua. Centro de Investigación y Entrenamiento de Calidad de Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua/Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (Informe Interno). 18 p.
- Gutiérrez, L.E. 1989. Técnicas de evaluación del lirio acuático densidad, crecimiento. En: Control y Aprovechamiento del lirio acuático de México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Serie de Divulgación, No. 17, 79-100.
- Gutiérrez, L. E. y I. L. Bravo. 1990. Caracterización preliminar de la Laguna de Zumpango, Edo. de México y control químico de las malezas acuáticas flotantes, En: Díaz, Z. G. et al. Informe del proyecto: Control de la eutroficación y malezas acuáticas, Comisión Nacional del Agua. Instituto

Mexicano de Tecnología del Agua. Centro de Investigación y Entrenamiento de la Calidad del Agua (Informe interno). México. 54 p.

Gutiérrez L.E. y R.D. Huerto. 1990. Control químico del lirio acuático y su posible aplicación en la presa Rojo Gómez, Hgo. Memorias del VII Congreso Nacional de la Soc. Méx. de Ing. Amb. A.C. Oaxaca, Oax. México. B:67-72.

Gutiérrez, L.E.; Lerdo de Tejada, A.; Huerto D.R. y C.J. García. 1990. Procedimientos de evaluación tóxica de efluentes industriales líquidos utilizando *Daphnia magna* Straus (Cladocera, crustacea), Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México, 105 p.

Gutiérrez L.E. 1992. Crecimiento del lirio acuático en el sureste de México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (Informe interno). México.

Gutiérrez L.E. 1993. Effect of Glyphosate on Different Densities of Water Hyacinth. Journal of Aquatic Plant Management. 31: 255-257.

Gutiérrez, L.E.; Saldaña F.P. y R.D Huerto. 1994. Informe final del proyecto: Programa de Malezas Acuáticas (Procma). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (Informe interno). México. 114p.

Guritno, B. y C.T. Pheang. 1975. Response of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and *Salvinia moleste* Mitchell to ametryne, Paraquat and glyphosate. Proc. 3er Indonesian Weed Scie. Conf. Bandung. 315-327.

Haag, H.K. 1986. Effective control of waterhyacinth using *Neochetina* and limited herbicide application. J. Aquat. Plant Manage. 24:70-75.

Haag, H.K. y H.D Habbeck. 1991. Enhanced biological control of waterhyacinth following limited herbicides application. Aquat. Plan. Manage. 29: 24-28.

Haller, W.T. 1993. Com. directa.

Haller, W.T. y D.L. Sutton. 1973. Effect of pH and high phosphorus concentrations on growth of the waterhyacinth. Hyacinth Control J. 11:59-61.

Hanstvert, O.A. y F.J. Kreuk. 1980. Determination of degradability. En: Degradability, ecotoxicity and bio-acumulation, the determination of posibles effects of chemical and wastes on the aquatic environment. Staatsuitgeverij. Government Pub. Office, The Hague, The Neatherlands. 113-121 p.

Hildebrand, E.M. 1946. Herbicidal action of 2,4-Dichloro-phenoxyacetic acid on the water hyacinth, *Eichhornia crassipes*, Science 103: 477-479.

Hildebrand, D.L.; Sullivan, S.D. y P.T. Sullivan. 1980. Effects of Roundup herbicide on population of *Daphnia magna* Forest. Pond. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 25:353-357.

Hildebrand, L.D.; Sullivan, D.S. y P.T. Sullivan. 1982 Experimental studies of rainbow trout population exposed to field applications of roundup herbicide, Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 11 (1): 93-98.

Hirota, J. y J.P. Sziper. 1975. Separation of the total particulate carbon into inorganic and organic components, Limnol. Oceanog. 20:896-900.

Hitchcock, A.E., P. W. Zimmerman, H. Kirpatrick, Jr. y T. T. Earle. 1950. Growth and reproduction of water hyacinth and alligator weed and their control by means of 2,4-D, Contrib. from the Boyce Thompson Inst., 18: 91-130.

Holm, G.L.; Plunkett L.D. y J.P Herberger. 1977. *The world's worst weed, distribution and biology*, Published for the east-west center by the University Press of Hawaii, EU. 72-77 p.

Hutto, D.T. y M.B. Sabol. 1986. Application of harvest, mechanical, bioaccumulation model, as an operational aquatic macrophyte management decision toll. Fifth Annual Conference and International Symposium on Applied Lake Reservoir Management. *Lake and Reservoir Management*. 11:267-279.

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 1989. *Control y Aprovechamiento del lirio acuático en México*, Serie Divulgación 17, Cuernavaca, Mor. México. 151 p.

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 1993. *Manual sobre maquinaria de conservación en distritos de riego*. Subdirección General de Infraestructura Hidroagrícola. Gerencia de Distrito de Riego. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua - Comisión Nacional del Agua. 64 p.

International Register of Potentially Toxic Chemical (IRPTC). 1989. IRPTC profile on: glyphosate. IRPTC/RISCPT. Geneva, Suisse.

Jaworski, E.G. 1972. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 20: 1195-1198.

Johnson, E.H. y C.R Ball 1972. Organic pesticide pollution in an aquatic environment. En: Gould, F.R. (edición). *Fate of organic pesticide in the aquatic environment*. *Advances in Chemistry Series*. 111 p.

Joyce, J.C. 1989. *Aquatic Plant Management-An overview*. En: *Trip Report and Assessment of Aquatic Weed Problems in Colombia, S.A. in the Corporation Autónoma Regional Area of Responsibility*. Abril 16-26. (Informe de circulación restringida).

Julián, C.A. 1983. Control of water hyacinth and water lettuce by the use of new formulations and application ideas. En: International Conference on Water Hyacinth, Synopsals of Papers, Regional Research Laboratory, Hyderabad, India. S XIII 67.

Klingman, G. C.; Aston, F. M. y J.L. Noordhoff. 1975. *Weed Science: Principles and practice*, John Wiley and Soons, New York. 425 p.

Knipling E.B., West S.H. y T.W Haller. 1979. Growth characteristics yield potential and nutritive content of waterhyacinths. *Proceedings, Contributed paper soils and crops*. J.G.A. Fiskell, Presiding. 30: 198-212.

Krebs, C.J. 1985. *Estudio de la distribución y abundancia*. 2a. ed., Harla Harper y Row Latinoamericana, México. 753 p.

Lallana, V.H. 1981. Productividad de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms en una laguna isleña de la cuenca del río Parana medio I. Análisis de crecimiento. (Productivity of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in an Island pond of the middle Parana River. *Boletín de la sociedad Argentina de Botánica*. 20: 99-107

Langeland, A. K. 1991. *Training Manual for Aquatic Herbicide Applicators in the Southeastern United States*, University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences Center for Aquatic Plants. Gainesville, Florida. EU. 107 p.

Lara H.J. y M.S Franco. 1988. Estrategia de control del mosco ( *Culex* spp y *Culiseta* spp) y lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la presa Endhó. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Delegación Hidalgo. México. 75 p.

- Laenwongh, P. 1978. Toxicity test with daphnias: its application in the management of water quality. *Hydrobiology*. 59(2): 145-148.
- Lester-Smith, E.C. 1926. Water hyacinth eradication. *The Trop. Agr. The Agr. J. of Ceylon*. 68:336-339.
- Limón, M. G. 1982. Clasificación trófica. En: *Manual del Curso de Limnología*. Centro de Estudios Limnológicos, Guadalajara, Jalisco. México. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
- Litchfield, J.T. y F. Wilcoxon. 1949. A simplified method of evaluating dose-effect experiments. *J. Pharmac. Exp. Ther.* 96:99-113.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanog.* 12: 343-346.
- Lot, H. A. 1986. Acuáticas vasculares. En: Lot H. A. y F. Chiang (compiladores). *Manual de Herbario Administración y manejo de colecciones, técnicas de recolección y preparación de ejemplares botánicos*, Consejo Nacional de la Flora de México. México. 87-92.
- Lot, H. A. F.; Novelo, A y G. P. Ramírez. 1986. Listados florísticos de México V. Angiospermas Acuáticas Mexicanas 1. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México 60 p.
- Luu, T.K. y K.D Gestinger. 1988. Control points in the growth cycle of waterhyacinth. U.S. Army Corps of Engineers. Waterways Experimental Station. Environmental Laboratory A-88-2, 1-5 p.
- Mackay, D. 1980. Solubility, partition coefficients, volatility and evaporation rates, A handbook of Environmental Chemistry. O. Hutzinger (ed.), Springer Verlag, New York, 1, Part A 31-35.
- Madsen, J.D. 1993. Biomass techniques for monitoring and assessing control of aquatic vegetation. En: Madsen J.D. y Bloomfield A.J (eds). *Aquatic Vegetation Quantification for Lake Management*. *Lake and Reserv. Manage.* 7(2): 141-154.
- Malik J., G. Barry y G. Kishore. 1989. Minireview the herbicide glyphosate. *Biofactors*. 2 (1): 17-25.
- Margalef, L.R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona, España. 1009 p.
- Mariaca, M. R. 1984. Alelopatía, factor presente por la adición de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) como cobertura en la siembra de hortalizas, Tesis Ingeniero Agrónomo, Colegio Superior de Agricultura Tropical, Cárdenas, Tabasco, México. 95 p.
- Martino, . 1989. Curso básico sobre eutroficación, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS, OMS, Programa de Salud Ambiental. Lima, Perú. 69 p.
- Mason, F.C. 1984. *Biología de la contaminación del agua*. Alhambra, España. 289 p.
- Mc. Neely N.R.; Nai Manis, P.J. y L. Dwyer. 1979. *Water Quality Sourcebook a Guide to Water, Quality Parameter*, Inland Water Directorate, Water Quality Branch, Canadá. 89 p.
- Mitchell, D.S y P.A. Thomas .1972. Ecology of water weeds in the Neotropics An ecological survey of the aquatic weeds, *Eichhornia crassipes* and *Salvinia* species, and their natural enemies in the Neotropics. *Tech. Pap. Hydrol.* 12 UNESCO, París, Francia. 50 p.
- Mitchell, D.S. 1974. *Aquatic vegetation and its use and control*. UNESCO. París, Francia. 135 p.

Mitchell, D.S. 1978. Aquatics Weeds in Australian Inland Waters, Dept. Environment and Community Development, Australian Government Publishing Service, Camborra, Australia. 189 p.

Monsanto Co. 1982. Rodeo herbicide for aquatic vegetation management, Technical manual. 15 p.

Morazán, E.F. 1988. Control y aprovechamiento de las malezas acuáticas por la Comisión Federal de Electricidad. En: Memorias del Seminario-Taller del Control y aprovechamiento del lirio acuático. Cuernavaca, Morelos. México.

Moss, B. 1980. Ecology of freshwater, Blackwell Scientific Pub., London. England. 275 p.

Murphy F.K. y A.H Pieterse. 1990. Present status and prospects of integrated control of aquatic weeds. En: Pieterse H.A. y Murphl J.K. Aquatic Weeds, The ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation., Oxford University Press New York, EU. 222-227.

Musil, C.F. y Breen. 1977. The application of growth kinetics to the control of *Eichhornia crassipes* and *Salvinia molesta* through nutrient removal by mechanical harvesting. Hydrobiologia. 53:165-171.

Neiff, J.J. y A. Poi de Neiff. 1987. Diagnóstico sobre el probable desarrollo de malezas acuáticas en el embalse Urugua-i, Informe de circulación restringida, Convenio Conicet-Prov. de Misiones, Argentina. 34 p.

Newman , S. y T. Haller. 1988. Mineral Deficiency Syntoms of Water hyacinth. J. Aquatic Plant Management, 26: 55-58.

Niño, S.M. y A. Lot. 1983. Estudio demográfico del lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms, Dinámica de crecimiento en dos localidades selectas de México, Boletín de la Sociedad Botánica de México. 45: 71-83.

Niño, S. M. 1988. Antecedentes sobre el aprovechamiento del lirio acuático. En: Memorias del Seminario-Taller del Control y aprovechamiento del lirio acuático, 18-20. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos -Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Cuernavaca, Morelos. México.

North American Lake Management Society. 1990. Lake and Reservoir and Restauration Guidance Manual, 2a. ed. United States Environment Protection Agency., Sec Ed., Washington, D.C., EU. 326 p.

Novelo, R. A. y H.A. Lot. 1988. Importancia de la vegetación acuática en los ecosistemas naturales. En: Memorias de Ecología y Conservación del Delta de los ríos Usumacinta y Grijalva, Instituto Nacional de Investigaciones de Recursos Bióticos-División Regional Tabasco, Gobierno del Estado de Tabasco. 5-14.

Novelo, R.A. y M.M. Gallegos. 1988. Estudio de la flora y la vegetación acuática relacionada con el sistema de chinampas en el Sureste del Valle de México. Biótica. 13(1-2): 121-139.

Novelo, R.A. y Lot, A. 1990. Pontederiaceae. Descripción de la familia y clave genérica. En: Flora fanerogámica del Valle de México. Rzedowski y Rzedowski, Instituto de Ecología. Centro regional del Bajío. Patzcuaro, Mich. México. 494 p.

Novelo, R.A. 1993. Principales cambios morfológicos de las malezas acuáticas tratadas con el herbicida Bastade los canales de Xochimilco. Universidad Nacional Autónoma de México. México (Documento de circulación restringida).

Novelo, R.A. y Lot, A. 1994. Pontederiaceae. Descripción de la familia y clave genérica. En: Davids, G.; Sousa, M. y A. Crater (eds). Flora Mesoamericana. Vol VI Alismataceae a Cyperaceae. UNAM, Missouri Botanical Garden y The Natural History Museum (London) UK. 65-71.

Odum, P.E. 1972. Ecología, México, Interamericana. 639 p.

Olvera, V.V. 1986. Metodología para evaluar la eutroficación en lagos cálidos, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Centro de Investigación y Entrenamiento de la Calidad del Agua (Informe interno). México. 38 p.

Orser, L.B. 1971. Toxicology of pesticides to establish proof of safety. En: Pesticides in Environment. 1, Par. II. White-Stevens. Edit. Marcel Dekker, Inc., New York, E.U. 411-454.

Pacheco, M.A. 1982. Gasto. En: Técnicas de muestreo de aguas y determinaciones en el campo. 4a ed. Departamento de Entrenamiento. Centro de Investigación y Entrenamiento de la Calidad de Agua. México. 65-67.

Parjia P. 1934. A note on the reappearance of waterhyacinth seedlings in cleared tanks. Indian Journal of Science. 4:1049.

Peltier, W. 1978. Method for measuring the acute toxicity of effluent to aquatic organisms, EPA-600/4-78-012, Cincinnati, Ohio, EU. 52 p.

Peltier, W.H. y C.I. Weber. 1985. Method for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater marine organisms. 3 EU. EPA. EPA/600/4-85/013. Cincinnati, Ohio, EU. 216 p.

Penfound W.T. y T.T. Earle. 1948. The biology of the waterhyacinth, Ecological Monographs. 18: 447-472.

Perazza D.C.; Pereira N.D. y M.T. Martins. 1979. Problemática de Controle de Plantas Acuáticas. Anais do 2º Simposio Nacional de Ecologia. Belem, Brasil, 19 al 23 de noviembre.

Pielou, E.C. 1977. An Introduction to Mathematical Ecology. John Wiley & Sons. Inc. Interscience. New York, EU. 286 p.

Pieterse, A.H. y J.P. Van Rigin. 1974. A preliminary study on the response of *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata* and *Pistia stratiotes* to glyphosate, Int. Symposium on Crop. Protection, Gent, 39 (ISSUE 2): 423-427.

Pieterse, A. H. 1978. The Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*); a review, Abstr. Trop. Agric., Amsterdam. 4(2): 9-42.

Pieterse A.H. Introduction. En: Pieterse A.H. y K.J. Muphy (eds). Aquatics Weeds. The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation. Oxford University. 1-16.

Ravinovich, E. J. 1980. Introducción a la ecología de poblaciones animales, CECSA, México. 313 p.

Ramaprabhu, T. V.; Ramachandran P.V.; G.K. Reddy y K.M. Das. 1983. Observations on chemical control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for better prospects of fish culture. En: International Conference on Water Hyacinth. Synopsis of Papers, Regional Research Laboratory, Hyderabad, India. S XIII. 12-68.

Reddy, K. R. y W.F. De Busk. 1984. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient enriched water I. Water hyacinth, water lettuce and pennywort, Econ. Bot. 38:229-239.

- Reiche. 1963. Flora excursionaria del Valle Central de México. Politécnico. México. 303 p.
- Riemer, N.D. 1984. Introduction to freshwater vegetation.,The a VI Publishing Company Inc. Wesport, Connecticut, E.U. 207 p.
- Robertson, H.F. y Thein B. 1932. The occurrence of the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*, Solms.) seedlings under natural conditions in Burma, Agr. and Live-stock in India, 2:383-390.
- Romero, R.E. 1984. Uso de la carpa herbívora como agente de control de *Potamogeton filiformis* en canales de irrigación, MEMORIAS IV Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, SMISAAC. Morelia, México. 1984.
- Romero L.F.; Gutiérrez L.E. y G.Z Díaz. 1988. Control del Lirio Acuático. Ingeniería Ambiental, SMISAAC/AIDIS. México. 1(1):25-30.
- Romero, R.H y J.L. Ortiz. 1988. El escarabajo moteado (*Neochetina eichhorniae*) como agente de control biológico del lirio acuático. Centro de Estudios Limnológicos, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. En: Memorias del Seminario-Taller del Control y Aprovechamiento del Lirio Acuático, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Cuernavaca, Morelos, México.
- Romero, L.F. 1989. Modelos matemáticos de crecimiento del lirio y políticas de manejo. En: Control y aprovechamiento del lirio acuático en México. Comisión Nacional del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Serie de divulgación 17: 51-78.
- Romero, R.E. 1989. Uso de la carpa herbívora como agente de control de *Potamogeton filiformis* en canales de irrigación, Memorias IV Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, SMISAAC., Morelia, Mich., México.
- Rubin, R. 1975. El lirio acuático, ruina de un bello lago. Técnica Pesquera. Febrero 26-29.
- Ruiz A.P.; Lemus L. y G. Izquierdo. 1987. Percepción remota en la Facultad de Ciencias. En: Memorias del Seminario Internacional sobre el Uso de los Sensores Remotos en el Desarrollo de los Países: Centro Científico de América Latina, IBM, IIMAS, UNAM. México. 99-118.
- Rzedowski, J. 1978. La vegetación de México. Limusa. México. 432.
- Rzedowski, J. y M. Equihua. 1987. Atlas Cultural de México, Secretaría de Educación Pública, Instituto Nacional de Antropología e Historia. Planeta. México. 222 p.
- Sacher, R.M. 1978a. Safety of Roundup in aquatic environment. Proceeding of the European Weed, Research Society. 5ed. Symposium on Aquatic Weed, Amsterdam, Holanda. 315-322.
- Sacher, R.M. 1978b. Roundup, Seminar. Madrid, España, Marzo. 3-23.
- Salas, H.J. 1983. Resumen del II Encuentro del Proyecto Regional: Desarrollo de Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Tropicales. Org. Pan. de la Salud. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú. 33 p.
- Salas, H.J. y G.J.M Limón. 1986. Memoria del 3er. Encuentro del Proyecto Regional; desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos tropicales, Org. Pan. de la Salud. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú.
- Salas, H.J. y P. Martínez. 1988. Memorias del cuarto encuentro del proyecto regional, desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación y eutroficación en lagos cálidos tropicales, San

Juan de Puerto Rico, OPS/CEPIS/JCA (Informe de circulación restringida).

Sánchez, S. O. 1984. La flora de México, 7a. ed. Herrero. México. 519 p.

Sánchez, CH. J. 1988. Crecimiento de lirio y algunas características limnológicas de la presa Endhó. Hgo. En: Díaz Z.A. Control de eutroficación y malezas acuáticas. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México (Informe Interno). 45-82.

Sastroumoto, S.I.; Ikusina y M. Numata. 1977. Ecological studies of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms) with especial emphasis on their growth. Jap. J. Ecol. 28:191-197.

Sato, H. y T. Kondo. 1983. Biomass production of water hyacinth and its ability to remove inorganic minerals from water, II Further experiments on the relation between growth and concentration of culture solution. Jap. J. Ecol. 33:37-48.

Sculthorpe, C.D. 1967. The Biology of Aquatic Vascular Plants. Edward Arnold (eds), London, UK. 610 p.

Scow, K.M. 1982. Rate of Biodegradation. En: W. J. Lyman; W. F. Reehl, and D. H. Rosenblatt (eds.). Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Environmental Behavior of Organic Compounds. McGraw-Hill, New York. EU. Chapter 9.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1971. Región Hidrológica No. 26. Boletín Hidrológico 45. Tomo II.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1973. Generalidades del Distrito de Riego No. 03 Tula Hgo. Subsecretaría de Operación. Distrito de Riego, Hoja de Divulgación 1. Mixquahuala, Hgo. México.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1976. Distritos de control de la contaminación de aguas de la zona de CIVAC. Subsecretaría de Planeación (Informe Interno). México.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1979. Comparación de costos de los procedimientos mecánico y manual, Dir. Gral. de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. Centro de Investigación y Entrenamiento de la Calidad de Agua (Informe interno). México. D.F. 17 p.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1985. Frontera Acuicola, Comisión del Plan Nacional Hidráulico. México. 216 p.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1988. Distrito de Riego-063. Ing. De la Rosa (Comunicación personal).

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos -Comisión Nacional del Agua. 1993. Presa Trigomil, General Ramón Corona Madrigal. México. 40 p.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE), Secretaría de Salubridad y Asistencia (SSA) y Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). 1993. Catálogo Oficial de Plaguicidas. Comisión Nacional de Ecología. Subcomisión de Control de Agroquímicos, México, D.F.

Seamond, D.E y A.W Porterfield. 1984. Control of aquatic weeds by the snail *Marisa cornuarietes* Weeds. 12: 87-92

- Secretaría de pesca (1982). Manual técnico para el cultivo de la carpa. Dirección General de Acuicultura, México. 103 p.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). 1990. Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. CECCA-001 189, Gaceta Ecológica, NO. 6, Vol. II, 26-36.
- Singh, S.B. 1962. Control of some emergent and floating weeds with Taficide-80, Proc. 49th Indian Sci. Cong, pt III:379. Resumenes.
- Singh, .P. y F. Müller. 1975. Efficacy, uptake and distribution of different herbicides in the water hyacinth, *Weed Res.*, UK.19:11-8.
- Singh, S.P. y F. Müller. 1979a. Efficacy, uptake and distribution of different herbicides in the water hyacinth, *Weed Res.*, UK. 19:1-8.
- Singh, S.P. y F. Müller. 1979b. Traslocation of 2,4-D, asulam and amitrole in water hyacinth. *Weed Res.*, UK. 19:171-183.
- Sisneros D. 1991. Herbicide Analysis: Lower Colorado River Saltcedar Vegetation Management Study, R-91-06. US Department of the Interior Bureau of Reclamation Denver Office. Research and Laboratory Services Division Applied Sciences Branches. 167 p.
- Smith, E.A y F.W. Oehme. 1992. The biological activity of glyphosate to plants and animals: a literature review, *Scientific Reviews: Vet. Human Toxicology*. 34 (6): 530-543.
- Sprankle, P. Meggitti , W.F. y D. Ponner. 1975. Adsorption, action and translocation of glyphosate. *Weed Science*. 23(3): 235-240.
- Ten Berger, W.F. 1978. Breeding *Daphnia magna*. *Hidrobiología*, 59(2): 121-123.
- Thayer D. and V. Ramey. 1986. Mechanical harvesting of aquatic weeds Florida Department of Natural Resources Technical, Publication Tallahassee, Florida EU.
- Thyagarayanan, G. 1983. International Conference on Water Hyacinth Synopsis of Papers.
- Tooby, E.T. 1983. Fate and biological consequences of glyphosate in the aquatic environment. En: Grossard, E. y D.A. Atkinson (eds). *The herbicide Glyphosate* Butterworths.
- Treviño, C.A. 1965. La plaga verde que merma uno de nuestros recursos naturales más valiosos: el agua ", *Rev. Mex. Electr.* XXV (293): 192 - 195.
- United Nations Environmental Program Eutrosym (UNEPE) .1976. Comments on the recomendations adopted by the Simposium on the eutrophication and rehabilitation of surfaces of waters, Germany Democratic Republic. II(2):2-8, II(2):appendix 1.
- United States Environment Protection Agency (USEPA). 1985. Suspended and cancelled pesticides, Washington, D.C. EU.
- United States Environment Protection Agency (USEPA). 1985. Technical Support Document for water quality-based toxic control, EPA-440/4-85-032, Washington, D.C. EU. 74 p.
- United States Environment Protection Agency (USEPA). 1992. Federal Register National Primary Drinking Water Regulations; Synthetic Organic Chemicals an Inorganic Chemicals, Final Rule, 40 CFR Parts 141 and 142. July 17 EU.

United States Environment Protection Agency (USEPA). 1993. Registration, Eligibility Decision (RED). Glyphosate, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, EPA., 738-12-93-014, EU. 74 p.

Vandiver, V.V. Jr.; Center D.T.; Dray A.F.; Bagnall O.L.; Sutton L.D; Neitzke, J.C. y R.E. Eplee. 1993-94. Florida Aquatic Weed Control Guide, Florida Cooperative Service, Institute of Food and Agricultural Sciences. University of Florida John T. Woeste. Dean. U.S.A. 112 p.

Vera, H.F. 1970. Control biológico del lirio acuático con la carpa herbívora, Tesis Licenciatura Biología, Facultad de Ciencias, UNAM. México. 67 p.

Vera, H.F. 1975. Informe para el Plan Nacional Hidráulico sobre los problemas de malezas acuáticas en las presas de la Angostura y Malpaso (Informe Interno). México.

Vollenweider, R.A. 1983. Eutrophication. Notas del segundo encuentro regional de eutroficación en lagos cálidos, Brasil. 16 p.

Vollenweider, A.R. 1986. Ejemplo de manejo de información lacustre. En: Memorias del Tercer Encuentro del Proyecto Regional de desarrollo de Metodologías Simplificadas para la Evaluación de la Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales. OMS. OPS. CEPIS. CPNH. 15 p.

Weed Science Society of America .1983. Herbicide Handbook. 5a. ed. Champaign, Illinois, USA. 515 p.

Welch, B.E. 1980. Ecological effects of waste water, Cambridge University Press. London, U.K. 337 p.

Weldon, L.W., and D.R. Blackburn. 1982. Identification of common aquatic weeds with ametrine. Proc. 20 th Sth Weed Sci. Soc. Conf.: 312-318.

Westerdahl, H.E. y K.D. Getsinger. 1988. Aquatic plant identification and herbicide use guide, Vol. II: Aquatic plants and susceptibility to herbicides, Technical Report A-88-9, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. EU. 146 p.

Widyanto S.L. 1975. Studies on the growth and control of waterhyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms], Fifth Conference, Asian-Pacific Weed Science Society 430 Indonesia.

Wunderlich, W.E. 1938, Mechanical hyacinth destruction, Military Eng. 30:5-10

Wunderlich, W. E. 1962. The use of machinery in the control of aquatic vegetation. Hyacinth Control Journal. 6: 2.

Westlake D.F. 1963. Comparisons of plant productivity, Biological Reviews. 38: 385-425.

Wetzel; R.G. 1975. Limnology. Philadelphia. W.B. Saunders Co. 743 p.

Woolvorton, B.C. & C.R. Mc Donald. 1979. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) productivity and harvesting studies. Econ. Bot. 33:1-10.

Wooten, J. W. & J.D. Dodd. 1976. Growth of water hyacinth in treated sewage effluent. Econ. Bot. 30: 29-37.

Yamane, T. 1967. Elementary sampling theory, Prentice Hall Inc. 197 p.

Zamora V.C.; Chiamcharden U y N. Lucdan. 1980. Morpho-Anatomical Studies of *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms, Natural and applied Science Bulletin. 32:1-4.

Zar, J.H. 1974. Biostatistical analysis, Prentice Hall INC, EU. 620 p.

Zimmerman, P.W. A.E. Hitchcock, H. Kirkpatrick, Jr., and T.T. Earle. 1950. Control of water hyacinth. Prof. Pap. Boyce Thompson Inst. for Plant Res. Inc. 2: 75-86.