



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA CIVIL – HIDRÁULICA

“MANEJO SUSTENTABLE DE SEDIMENTOS EN EMBALSES”.

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:

JOSÉ ANTONIO FLORES SOTOMAYOR

TUTOR PRINCIPAL:

MOISÉS BEREZOWSKY VERDUZCO

MÉXICO, D. F. MAYO 2016

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Óscar Fuentes Mariles.

Secretario: Víctor Franco.

Vocal: Moisés Berezowsky Verduzco.

1^{er.} Suplente: Ramón Domínguez Mora.

2^{do.} Suplente: Óscar Pozos Estrada.

Lugar o lugares donde se realizó la tesis: Ciudad de México

TUTOR DE TESIS:

Moisés Berezosky Verduzco

FIRMA

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	5
CAPÍTULO 1. NECESIDAD DEL MANEJO DE SEDIMENTOS.....	7
1.1 RECURSOS HÍDRICOS.....	7
1.2 ESCASEZ DE AGUA.....	7
1.3 IMPORTANCIA DE LOS EMBALSES.....	9
1.4 NECESIDAD DEL MANEJO DE SEDIMENTOS.....	11
1.5 ELEMENTOS DEL MANEJO DE SEDIMENTOS.....	12
CAPÍTULO 2. SEDIMENTACIÓN EN EMBALSES.....	14
2.1 EL PROCESO DE SEDIMENTACIÓN.....	14
2.2 DEPÓSITOS DE SEDIMENTOS EN EMBALSES.....	14
2.3 CONSECUENCIAS DE LA SEDIMENTACIÓN.....	20
2.4 ALTERNATIVAS DISPONIBLES PARA EL MANEJO DE SEDIMENTOS.....	24
2.5 ETAPAS GEOMORFOLÓGICAS DE LA VIDA DEL EMBALSE.....	31
CAPÍTULO 3. NOCIONES DE SUSTENTABILIDAD.....	34
3.1 CONCEPTOS DE VIDA DEL EMBALSE.....	34
3.2 CONCEPTOS DE DESARROLLO SUSTENTABLE.....	35
3.3 EMBALSES COMO RECURSOS NO RENOVABLES.....	36
3.4 ENFOQUE BASADO EN CRITERIOS PARA LA SUSTENTABILIDAD.....	38
3.5 ACCIONES PARA ALCANZAR UN MANEJO SUSTENTABLE.....	40
3.6 MANEJO DEL CICLO DE VIDA DEL EMBALSE.....	42
CAPITULO 4. ENFOQUE RESCON.....	47
4.1 LA NECESIDAD DE RESCON.....	47
4.2 ESTRUCTURA DEL MODELO RESCON.....	47
4.3 ALTERNATIVAS DE MANEJO DE SEDIMENTOS.....	49
4.4 FÓRMULAS TÉCNICAS Y ECONÓMICAS.....	54
CAPITULO 5. SITIO DE ESTUDIO.....	60

5.1 UBICACIÓN DEL PROYECTO	60
5.2 CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA CUENCA DEL RÍO CHICOASÉN II.....	61
5.3 DATOS DE ESCURRIMIENTO.....	62
5.4 REGISTROS DE SEDIMENTOS.	65
5.5 CARACTERÍSTICAS DEL PROYECTO.	65
5.6 ANALISIS CON EL PAQUETE RESCON.	67
5.7 CREACIÓN DEL MODELO HIDRODINÁMICO.	86
CONCLUSIONES.....	101
BIBLIOGRAFÍA.....	102

INTRODUCCIÓN.

El estimado actual de la capacidad total de almacenamiento de agua en presas alrededor del mundo es de 7 000 km³. Esta cantidad es usada para abastecimiento de agua, irrigación, generación de energía eléctrica y control de inundaciones. La preocupación sobre la pérdida de capacidad de almacenamiento debido a la sedimentación fue planteada en una publicación del Banco Mundial en 1987 (Mahmood, 1987) y recientemente expresada en muchos foros y publicaciones. La Tabla 1 muestra la distribución del almacenamiento, generación de energía y tasas de sedimentación alrededor del mundo.

Región	Número de Grandes Presas	Almacenamiento [km ³]	Potencia Total [GW]	Producción en 1995 [TWh/año]	Capacidad perdida debido a la sedimentación [% al año]
Europa	5 497	1 083	170	552	0.17 - 0.2
Norteamérica	7 205	1 845	140	658	0.2
Centro y Sudamérica	1 498	1 039	120	575	0.1
Norte de África	280	188	4.5	14	0.08 - 1.5
Sur de África	966	575	16	48	0.23
Medio Oriente	895	224	14.5	57	1.5
Asía (sin China)	7 230	861	145	534	1.5
China	22 000	510	65	205	0.3 - 1.0
Mundo entero	45 571	6 325	675	2 643	0.5 - 1

Tabla 1. Almacenamiento, generación de energía y sedimentación alrededor del mundo.

Se estima que anualmente se pierde entre el 0.5% y 1% de la capacidad de almacenamiento de agua alrededor del mundo como resultado de la sedimentación (White, 2001). Usando una tasa promedio, esto implica una pérdida anual de 45 km³. Si además se supone que el volumen promedio de almacenamiento por embalse es de 150 millones de m³, se deberían construir 300 grandes presas alrededor del mundo por año para mantener la capacidad de almacenamiento actual. Se necesitarían aproximadamente 13 000 millones de dólares al año para reemplazar este almacenamiento y esto sin tomar en cuenta los costos ambientales y sociales asociados a la construcción de las nuevas presas. Sin embargo, si la mayoría de los embalses ya construidos así como los que están por construirse se gestionan de una manera sustentable, sobre todo desde un punto de vista sedimentológico, el número de nuevas presas requeridas para mantener un abastecimiento de agua y energía confiable podría disminuir.

El retiro y desmantelamiento de presas está emergiendo gradualmente como un nuevo desafío para la comunidad ingenieril en países desarrollados. Hasta la fecha sólo pequeñas presas han

sido desmanteladas. El desmantelamiento de presas grandes está lleno tanto de incertidumbres técnicas como de problemas sociales.

En diciembre de 1999 el Banco Mundial inició un proyecto de investigación para desarrollar una metodología para evaluar la promoción del manejo sustentable de embalses. Los objetivos específicos incluían desarrollar guías para evaluar las alternativas del manejo de sedimentos desde una perspectiva ingenieril así como un modelo matemático que ayude a los creadores de políticas a evaluar la factibilidad técnica de las estrategias del manejo de sedimentos desde un punto de vista económico. El proyecto se denominó RESCON (REServoir CONservation).

El presente trabajo se enfoca en el análisis del comportamiento de los sedimentos en el proyecto Chicoasén II debido a la producción de sedimentos por cuenca propia. Esto se logró realizando modelaciones hidrodinámicas del tramo en estudio suponiendo la presencia de la presa en el sitio y la ausencia de esta (condición original). Además de que también se realizó un análisis de la factibilidad económica de distintas alternativas de manejo de sedimentos siguiendo el enfoque de sustentabilidad del proyecto RESCON.

Esta tesis consta de un total de 5 capítulos. En el primer capítulo se explica la necesidad actual del manejo de sedimentos en los embalses teniendo como base la cantidad disponible de agua para el consumo humano, la irregularidad de su distribución y la manera en que los embalses regulan la disposición de agua a los distintos tipos de uso.

En el capítulo 2 se describe el fenómeno de sedimentación en los embalses y sus patrones de deposición. También se presentan las consecuencias que pueden ocurrir aguas arriba y aguas abajo del embalse así como una serie de alternativas para el manejo de los sedimentos.

En el capítulo 3 se resaltan las características que debe tomar en cuenta un plan de manejo sustentable de los embalses así como dos enfoques diferentes de gestión de proyectos, resaltando las diferencias entre estos y las ventajas que presentan para alcanzar un manejo sustentable.

En el capítulo 4 se detalla la manera en que el programa RESCON realiza el análisis económico de las distintas alternativas de manejo de sedimentos, se presentan cuáles son dichas alternativas y la manera en que se realiza la optimización de cada opción.

En el capítulo 5 se da la información general del sitio de estudio y se presenta toda la información requerida para llevar a cabo el análisis económico de las alternativas mediante RESCON y las simulaciones hidrodinámicas, así como sus resultados.

CAPÍTULO 1. NECESIDAD DEL MANEJO DE SEDIMENTOS.

1.1 RECURSOS HÍDRICOS.

Los lagos naturales y los ríos contienen cerca de 93 000 km³ de agua dulce, lo que representa un 0.27% del total del agua dulce en el planeta. La Tabla 1.1 muestra la distribución del agua en el planeta. Aunque el volumen absoluto de agua subterránea es grande, es mucho menos accesible que el agua superficial. A largo plazo, las extracciones de agua, ya sea del agua superficial o subterránea, no deben de exceder el escurrimiento total, el cual se define como la cantidad de agua producto de la precipitación menos la evapotranspiración, a excepción del caso en el que el agua sea reusada. Sin embargo, el potencial de reutilización de agua no es grande debido a que el uso principal del agua, que es la irrigación, es consuntivo.

	Volumen [10 ³ km ³]	Cantidad relativa a	
		Agua total [%]	Agua dulce [%]
Agua salada:	1 350 939.4	97.473	
Océanos	1 338 000	96.539	
Lagos	85.4	0.006	
Agua subterránea	12 854	0.927	
Agua dulce:	35 028.6	2.527	100
Hielo antártico	21 600	1.558	61.664
Otro hielo permafrost	2 764	0.199	7.891
Agua subterránea	10 546	0.761	30.107
Lagos	91	0.007	0.260
Pantanos	11.5	0.001	0.033
Atmósfera	12.9	0.001	0.037
Ríos	2.1	0.000	0.006

Tabla 1.1. Recursos hídricos mundiales.

El escurrimiento se encuentra distribuido de manera desigual tanto geográficamente como temporalmente. Mientras la cuenca del Amazonas contribuye con el 15% del escurrimiento global, Australia, con un área ligeramente mayor, cuenta con sólo el 0.7% (Shiklomanov, 1993). La variación estacional es particularmente evidente en zonas como India, la cual se proyecta a ser el país más poblado para el año 2050, donde la estación de monzones dura 3 meses y el resto del año es esencialmente seco.

1.2 ESCASEZ DE AGUA.

La cantidad de agua que circula a través del ciclo hidrológico es fija, pero la demanda de agua creció rápidamente durante el siglo XX y el agua dulce se está convirtiendo en un recurso crecientemente escaso. La población y las actividades económicas se encuentran atadas al uso de agua dulce para uso humano y el reconocimiento de que hay un uso inadecuado del agua ha

conducido a un incremento en las plantas de tratamiento de aguas residuales, mayor eficiencia en su uso y al reciclaje en el sector industrial. La escasez también ha llevado a un incremento en la eficiencia de la irrigación en el sector de la agricultura.

Los patrones en el incremento de la escasez de agua, ocurren a escala global, pero en muchas regiones, la escasez es mucho más aguda. La mayoría del crecimiento poblacional está ocurriendo en países menos desarrollados, especialmente en áreas de baja precipitación con alta dependencia de la irrigación, que incrementan en gran medida los requerimientos de agua per cápita. Por esto, en Suecia, es posible mantener uno de los estándares de calidad de vida más alto con extracciones de solamente 620 m³/cápita/año, mientras que en países árabes dependientes de la irrigación se requieren extracciones de 1205 m³/cápita/año para producir los requerimientos individuales anuales.

Engleman y Leroy (1995) usaron un escurrimiento per cápita de 1 700 m³/año como punto de referencia para estrés hídrico y de 1 000 m³/año como punto de referencia para escasez de agua y combinaron los datos de escurrimiento con la proyección de población media por país realizada por la Organización de las Naciones Unidas para calcular el escurrimiento per cápita. Para el año 2050, cerca de 58 naciones, las cuales contendrán cerca de 4 400 millones de habitantes experimentarán ya sea estrés hídrico o escasez de agua, a diferencia de la cantidad de 1990 estimada en 400 millones. La población y la disponibilidad de varios países se comparan en la Tabla 1.2.

Los embalses son necesarios para desviar un gran porcentaje del escurrimiento superficial para ser aprovechado para consumo humano en una base continua que equilibra la irregularidad de los flujos naturales. A medida que incrementa la demanda de agua en relación con el escurrimiento, la capacidad de almacenamiento de los embalses se debe incrementar, y a medida que los centros de demanda crecen, también se vuelve necesario desarrollar fuentes distantes de agua. Debido a que las fuentes de más fácil explotación son usadas primero, cada metro cúbico de agua requiere de más esfuerzo para extraerse que el anterior debido a la ley de rendimientos decrecientes. Biswas (1991) establece que las proyecciones del costo unitario de agua para uso doméstico de la siguiente generación son de 2 a 3 veces mayores a los de la generación actual; casi todas las fuentes de agua de fácil disposición han sido o están actualmente en desarrollo.

En resumen, hay una clara tendencia en el incremento de la escasez de agua. La sedimentación de los embalses intensificará la escasez al reducir el rendimiento de los suministros ya desarrollados y es el componente clave de la no sustentabilidad en los sistemas de abastecimiento de agua modernos.

País	Lámina de escurrimiento [mm]	Población millones		Escurrecimiento per cápita, m ³	
		1990	2050	1990	2050
Israel	104	4.7	8.9	461	241
Argelia	7	24.9	55.7	690	309
Egipto	59	56.3	117.4	1 046	502
Etiopía	98	47.4	194.2	2 320	566
Marruecos	573	24.3	47.9	1 151	585
Haití	396	6.5	18.6	1 696	593
Nigeria	333	96.2	338.5	3 203	910
Pakistán	582	121.9	381.5	3 838	1 227
India	634	850.6	1 639.9	2 451	1 271
República Dominicana	410	7.1	13.2	2 813	1 519
China	293	1 155.3	1 606	2 424	1 743
Turquía	260	56.1	106.3	3 619	1 910
Reino Unido	492	57.4	61.6	2 090	1 947
México	182	84.5	161.5	4 224	2 211
Francia	338	56.7	60.5	3 262	3 059
Alemania	561	79.4	64.2	2 520	3 113
Irán	72	58.9	163.1	4 428	4 972
Japón	1448	123.5	110	4 428	4 972
Estados Unidos	253	249.9	349	9 915	7 101
Rusia	248	280.4	318.9	19 493	17 142
Brasil	816	148.5	264.3	46 809	26 291

Tabla 1.2. Escurrecimiento per cápita.

1.3 IMPORTANCIA DE LOS EMBALSES.

La construcción de presas ha sido llevada a cabo a gran escala alrededor del mundo. La información recolectada por la Comisión Internacional de Grandes Presas (ICOLD) se limita a las presas grandes, definidas como aquellas de más de 15 m de altura. Para el año de 1996, había cerca de 42 000 presas grandes en el mundo. Sin embargo, un mayor número de embalses son construidos mediante estructuras menores a los 15m de altura.

Las presas son un tipo único de infraestructura en las que el valor del bien que producen (un suministro regulado del agua) tiende a incrementar a lo largo del tiempo a medida que los suministros de agua se vuelven escasos al compararse con la demanda. Mientras que los sistemas hidráulicos modernos consisten de varios elementos para apropiarse del agua tanto superficial como subterránea, en muchas regiones, los embalses son, por sí solos, el componente más importante.

En términos de uso consuntivo, la irrigación es el uso más importante del agua de los embalses. La superficie de irrigación se ha expandido aproximadamente en un 30% cada diez años. La

superficie de irrigación por país se resume en la Tabla 1.3. La irrigación utiliza un 69% de la extracción de agua mundial y 89% del uso consuntivo (Shiklomanov, 1993).

País	Área irrigada [10 ³ ha]	Porcentaje de los cultivos que son irrigados [%]
India	55 000	33
China	46 600	48
Rusia	21 000	9
Estados Unidos	19 000	10
Pakistán	16 000	77
Indonesia	7 300	34
Irán	5 800	39
México	5 300	21
España	3 300	16
Turquía	3 300	12
Egipto	3 200	100
Tailandia	3 200	16
Italia	3 000	25
Japón	3 000	63
Rumania	3 000	28
Otros	52 200	9
Mundo	250 200	17

Tabla 1.3. Área de irrigación en 15 países.

Aproximadamente 24% de toda la capacidad de generación eléctrica en el mundo es debido a plantas hidroeléctricas, sin embargo, a nivel mundial sólo el 14% del potencial económicamente aprovechable ha sido desarrollado (Gleick 1993). En países con altos niveles de explotación hidroeléctrica (Estados Unidos, Alemania, Suiza, y Reino Unido) se ha desarrollado entre el 70 y 75% del potencial económicamente explotable.

No hay información exacta sobre la magnitud en la que los usos industriales y municipales dependen de los embalses, pero se sabe que esta aumenta a medida que la población mundial crece y se vuelve más urbana. Por ejemplo, en 1950 había menos de 100 ciudades que excedían el millón de habitantes, pero se proyecta que para el año 2025 existan 660 ciudades que alcancen esta población. Otros usos benéficos e importantes de los embalses incluyen recreación, control de inundaciones, navegación, enfriamiento del agua abastecida y pesca.

Mientras que el siglo XX se caracterizó por su relativa abundancia de agua y el desarrollo de muchos proyectos de recursos hidráulicos, se espera que el siglo XXI se caracterice por el aumento en la escasez del agua en respuesta al continuo crecimiento poblacional y económico. Se espera que en zonas como el norte de África la población se vuelva más dependiente de las importaciones de alimentos debido al rebase de la capacidad de recursos de irrigación. Se prevé

que China se vuelva un gran importador de alimentos ya que su población no sólo aumenta en número sino que también mejora su calidad de alimentación a medida que sus ingresos aumentan. The Economist (Anon 1995) escribe que el incremento en la demanda puede traducirse en precios más altos para los alimentos y la gente de escasos recursos podría comer aún menos. Los incrementos en la eficiencia pueden reducir el requerimiento de generar nuevos embalses, pero tanto la población como el crecimiento económico no pueden mantenerse sobre una base en la que disminuyen los recursos hídricos.

1.4 NECESIDAD DEL MANEJO DE SEDIMENTOS.

La mayoría de los ríos naturales están aproximadamente balanceados con respecto al sedimento entrante y saliente. La construcción de una presa altera dramáticamente este balance creando un embalse en un tramo del río, esto se caracteriza por velocidades de flujo extremadamente bajas y una alta eficiencia de atrape de sedimentos. Un nuevo balance se alcanzará nuevamente hasta que el embalse azolve totalmente y no pueda proveer almacenamiento de agua ni otros beneficios.

La disminución en el almacenamiento reduce y eventualmente elimina todos los beneficios del embalse. El embalse Camaré en Venezuela ofrece un ejemplo de las consecuencias de la sedimentación; se necesitaron menos de 15 años para que el embalse perdiera toda su capacidad de almacenamiento. Este sitio se diferencia de la mayoría de los embalses sólo en un aspecto, la velocidad en la que se perdió la capacidad de almacenamiento. En este sitio no se practicó el manejo de los sedimentos.

La pérdida de la capacidad de almacenamiento es uno de los muchos problemas relacionados con la sedimentación. La operación de embalses de almacenamiento se ve impactada severamente para el tiempo en que la mitad del volumen se ha sedimentado, pero otros problemas severos pueden aparecer cuando tan sólo un pequeño porcentaje del almacenamiento se ha perdido. En cualquier sitio donde se intente alcanzar un manejo sustentable de los sedimentos a largo plazo, será necesario gestionar tanto los sedimentos como el agua. Este no es un desafío trivial.

Los embalses han sido tradicionalmente planeados, diseñados y operados con la base de que tienen una vida finita, frecuentemente tan corta como 100 años, la cual será eventualmente finalizada por la acumulación de sedimento. Se ha pensado poco en el remplazo de embalses, o a procedimientos para mantener los servicios de los embalses a pesar de la entrada continua de sedimento. Ha existido la suposición de que alguien más, miembros de una futura generación, encontrarán una solución cuando los embalses de ahora han sido afectados seriamente. Sin embargo los problemas de la sedimentación crecen mientras que los embalses de hoy envejecen y severos problemas se empiezan a experimentar alrededor del mundo. La gestión de los sedimentos en embalses es un problema que ya no se puede postergar más, se ha vuelto un problema actual.

Los enfoques tradicionales de la gestión de los sedimentos no han considerado un uso sustentable. Tradicionalmente se han recomendado volúmenes iniciales de almacenamiento y

control de la erosión para reducir la entrada de sedimento y retrasar la eventual “muerte” de los embalses, pero el control de la erosión por sí sólo no puede alcanzar el balance de sedimento requerido para estabilizar la capacidad de almacenamiento de los embalses y alcanzar un uso sustentable. Además, muchos programas de control de erosión son concebidos e implementados pobremente y fallan en alcanzar las reducciones deseadas en la producción de sedimentos. La construcción de embalses, requiere que los sitios cuenten con características hidrológicas, geológicas, topográficas y geográficas únicas, y los embalses existentes generalmente han ocupado los mejores sitios disponibles. Debido a los altos costos y múltiples problemas asociados con la remoción y disposición de sedimentos en una escala masiva, la sedimentación de embalses grandes es en gran medida un proceso irreversible. Si se pretende que las generaciones futuras se beneficien de los servicios esenciales provistos por los embalses será en gran parte gracias a la preservación y utilización continua de los embalses existentes, no a la continua explotación del inventario de nuevos sitios potenciales que continua reduciéndose. El abastecimiento de agua y otros beneficios derivados de los embalses no constituyen un recurso renovable a menos que se controle la sedimentación.

1.5 ELEMENTOS DEL MANEJO DE SEDIMENTOS.

La conversión de embalses en proceso de sedimentación a recursos sustentables que generen beneficios a largo plazo, requiere de cambios fundamentales en la manera en que son diseñados y operados. Se requiere que el concepto de una vida del embalse limitada por la sedimentación se remplace por el concepto de una gestión tanto del agua como de los sedimentos para mantener dicha función. El uso sustentable se alcanza aplicando las siguientes estrategias básicas del control de sedimentos.

1. Reducir la entrada de sedimentos.

La entrega de sedimentos al embalse se puede reducir mediante técnicas como el control de erosión y el atrape de sedimentos aguas arriba.

2. Desvío de sedimentos.

Una parte o la totalidad de la carga de sedimentos entrante puede ser desviada hidráulicamente del embalse con técnicas como el vaciado del embalse en épocas de avenidas cargadas con sedimentos, depósitos laterales, bypass de sedimentos y desfogue de las corrientes de densidad.

3. Remoción de sedimentos.

Los sedimentos depositados pueden ser removidos periódicamente mediante flushing, dragado hidráulico o excavación en seco.

4. Concentración de sedimentos.

Concentrar la deposición del sedimento en áreas donde la subsecuente remoción se facilite o donde se minimice la interferencia con la operación del embalse, configurar las obras de toma y otras instalaciones para minimizar la interferencia del sedimento transportado o depositado.

Los costos y aplicabilidad de cada estrategia varían de un sitio a otro y también es función del sedimento acumulado. Sin embargo, aún el embalse más grande será eventualmente reducido a uno pequeño por la sedimentación y tarde o temprano requerirá de gestión de los sedimentos.

CAPÍTULO 2. SEDIMENTACIÓN EN EMBALSES.

2.1 EL PROCESO DE SEDIMENTACIÓN.

Los sedimentos que entran al embalse, depositan a medida que la velocidad del flujo disminuye. La porción más gruesa de la carga de sedimento se deposita generalmente en un delta en el extremo aguas arriba del embalse y la parte más fina se deposita en las zonas más cercanas a la presa (Figura 2.1).

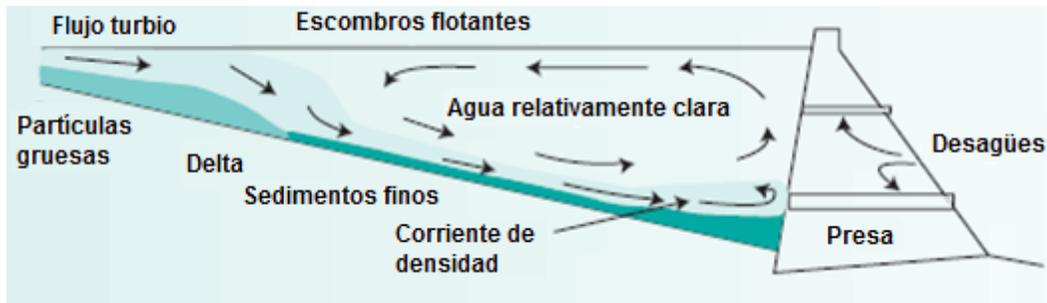


Figura 2.1. Proceso de sedimentación.

En algunos casos los sedimentos pueden fluir al embalse en forma de una corriente de densidad. Este fenómeno puede ocurrir cuando la concentración de sedimento en el río que entra al embalse es mucho mayor que la del agua en el embalse y/o hay una diferencia significativa de temperaturas entre el flujo del río que entra y el embalse. Bajo tales circunstancias la corriente de densidad puede fluir bajo el agua almacenada en el embalse hacia la presa. Si no se permite que la corriente de densidad fluya a través de las compuertas localizadas en los niveles más bajos de la cortina, una técnica conocida como desfogue de la corriente de densidad, esta se arremolinará en la presa y el flujo resultante se mezclará con el agua más clara del embalse. El sedimento mezclado con el agua clara se depositará con el tiempo.

2.2 DEPÓSITOS DE SEDIMENTOS EN EMBALSES.

2.2.1 IMPORTANCIA DE LOS PATRONES DE DEPOSICIÓN.

La deposición de sedimentos es el principal problema que afecta la vida útil de los embalses. Se requiere conocimiento tanto de la tasa de deposición como del patrón de deposición para predecir el tipo de afectaciones que ocurrirán; el periodo de tiempo en el que ocurrirán y las estrategias de mitigación que se puedan practicar. Los patrones de deposición también reflejan los procesos de transporte en el embalse y pueden proveer información sobre la entrega de sedimentos y los procesos de distribución que pueden no ser comprobables mediante otra información.

2.2.2 PATRONES GENERALES DE DEPOSICIÓN.

Cuando un tributario entra a un tramo embalsado, la velocidad del flujo disminuye y la carga de sedimentos empieza a depositarse. El transporte de fondo y el sedimento grueso de la carga en suspensión se depositan inmediatamente para formar depósitos en delta, mientras que los sedimentos finos con velocidades de deposición menores son transportados a zonas más profundas del embalse ya sea por flujo estratificado o no estratificado. Un embalse sobre una sola corriente sin grandes tributarios y operado a un nivel constante puede representar un ambiente de deposición uniforme y el patrón más simple de deposición. Sin embargo, aún en este caso puede ocurrir una variedad de patrones de deposición entre un embalse y otro debido a diferencias en las condiciones hidrológicas, tamaño de los sedimentos y la geometría del embalse. En embalses con fluctuaciones en el nivel de la superficie libre, o que son vaciados periódicamente, los sedimentos previamente depositados pueden removilizarse mediante procesos como la erosión por la corriente, fallo de taludes o la acción de las olas. Se añaden complicaciones cuando hay entradas significantes de sedimentos provenientes de tributarios.

La mayoría de los sedimentos se transportan dentro del embalse mediante tres procesos:

1. Transporte de material grueso como transporte de fondo en la llanura del delta.
2. Transporte de finos mediante corrientes de densidad.
3. Transporte de finos como un flujo no estratificado.

El patrón de sedimentación resultante refleja cada una de éstos procesos. La interpretación de los patrones de sedimentación puede ayudar a determinar los patrones de transporte que están activos, especialmente en el caso de las corrientes de densidad que transportan suficientes sedimentos a la cortina para producir un depósito distintivo en forma de cuña.

2.2.3 GEOMETRÍA DE LOS DEPÓSITOS LONGITUDINALES.

Los patrones de deposición longitudinales varían dramáticamente de un embalse a otro debido a la geometría del embalse, las descargas y las características de los tamaños de grano de la carga entrante, y la operación del embalse. Los depósitos pueden exhibir 4 tipos básicos de patrones dependiendo de las características del sedimento entrante y la operación del embalse (Fig. 2.2):

1. Depósitos delta.

Contienen la fracción más gruesa de la carga de los sedimentos entrantes, la cual se deposita rápidamente en la zona de entrada. Puede consistir enteramente de sedimento grueso ($d > 0.062$ mm) o puede contener también una gran fracción de sedimento fino como limo.

2. Depósitos en forma de cuña.

Son más gruesos junto a la presa y se vuelven más delgados a medida que se mueven aguas arriba. Este patrón es causado típicamente por el transporte de sedimento fino hacia la presa por las corrientes de densidad. Los depósitos en forma de cuña también se encuentran en embalses pequeños con grandes entradas de sedimento fino y en embalses grandes operados

a niveles bajos durante las avenidas, lo que causa que la mayor parte del sedimento se lleve hasta la vecindad de la presa.

3. Estrechamiento del depósito.

Este patrón ocurre cuando el espesor de los depósitos se vuelve progresivamente menor a medida que se avanza hacia la presa. Este es un patrón común en embalses largos en los que el nivel del agua se mantiene normalmente alto y refleja la deposición progresiva de los sedimentos finos que se mueven hacia la presa.

4. Depósito uniforme.

Son inusuales pero pueden ocurrir. Los embalses angostos con una fluctuación frecuente en los niveles del agua y poca carga de sedimentos finos pueden producir un depósito uniforme.

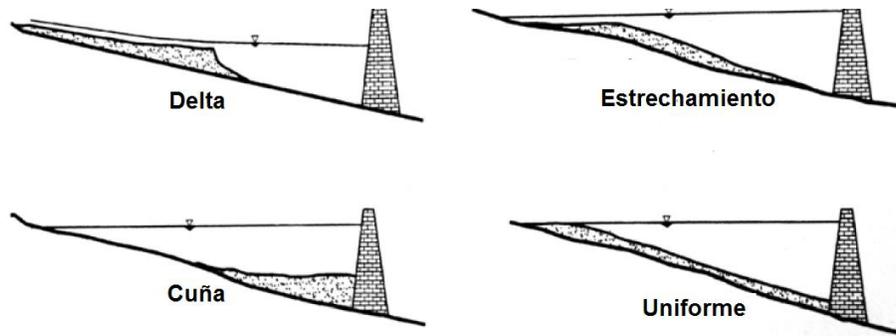


Figura 2.2. Patrones de deposición longitudinal en embalses.

2.2.4 DEPÓSITOS DELTA.

Los depósitos delta constituyen la mayor parte de la acumulación de sedimentos en embalses hidrológicamente pequeños en los que predomina el material grueso, pero es más común que los depósitos delta constituyan solo una pequeña fracción de la acumulación del sedimento. Sin embargo, debido a que los depósitos delta se concentran en los tramos aguas arriba de los embalses, donde la capacidad de almacenamiento es pequeña, aún volúmenes relativamente pequeños de depósitos pueden ser problemáticos desde el punto de vista de sobre elevación de fondo. Los depósitos delta son también el mayor componente visible de la sedimentación.

2.2.4.1 ZONAS DE DEPOSICIÓN DEL DELTA.

Las zonas de deposición se pueden dividir en 3 zonas principales como se ilustra en la Figura 2.3.

1. Llanura del delta.

Corresponden a las zonas del delta de rápida deposición. El límite aguas abajo de la llanura del delta corresponde al límite del transporte de material de fondo.

2. Frente del delta.

Representa la cara del delta que avanza hacia la presa y se diferencia de la llanura por un incremento en la pendiente y disminución en el tamaño de los granos.

3. Prodelta.

Consisten de sedimentos finos que se depositaron más allá del delta mediante las corrientes de densidad o flujo no estratificado. También puede incluir material orgánico autóctono producido por algas o plantas acuáticas dentro del embalse.

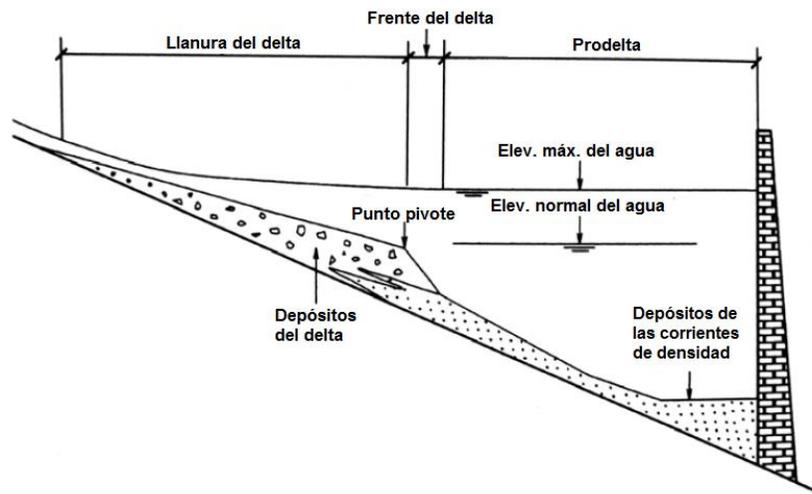


Figura 2.3. Zonas de deposición en el embalse.

Mientras que los depósitos en el delta pueden contener tanto material grueso como fino, los depósitos del prodelta son característicamente de granos finos. Sin embargo, los flujos entrantes de tributarios, el vaciado del embalse, las fallas de los taludes y las avenidas extremas pueden entregar material más grueso en las zonas donde el material fino predomina normalmente, resultando en una estratificación de depósitos o variaciones de tamaño focalizadas.

Muchas presas han sido diseñadas con una capacidad muerta bajo la cual no se encuentran obras de toma, desagües, y, por lo tanto, el agua bajo este nivel no puede ser usada. Muchos proyectistas suponen de manera incorrecta que el sedimento se deposita naturalmente en esta zona de capacidad muerta. Como se ha descrito, este no es el caso y una proporción significativa del sedimento depositado se encuentra en las zonas superiores del embalse reduciendo así la capacidad de almacenamiento.

2.2.4.2 PATRONES DE DEPOSICIÓN DEL DELTA.

En embalses profundos que han sido operados en diferentes niveles, se pueden formar distintos deltas a diferentes niveles. E inversamente, en embalses largos y angostos, la batimetría del perfil

comúnmente asociado a depósitos delta puede estar ausente, pero puede estar presente un área caracterizada por un cambio rápido en el tamaño del grano que marque el límite del material grueso.

Los deltas de los embalses siempre crecen en dirección aguas abajo, pero en otros casos su crecimiento vertical y hacia aguas arriba puede ser significativo. Debido a que el área aguas arriba del embalse es poco profunda y tiene poca capacidad de almacenamiento, el crecimiento longitudinal del delta puede iniciar bastante rápido. En el embalse Guanting en China, el delta inicialmente progresó hacia aguas abajo a una tasa de 3.0 km/año y simultáneamente prosiguió aguas arriba a una tasa de 2.6 km/año. A medida que el delta progresa aguas abajo hacia las porciones más profundas y amplias del embalse, su tasa de crecimiento longitudinal disminuye. Este patrón en el tiempo se ilustra en la figura 2.4.

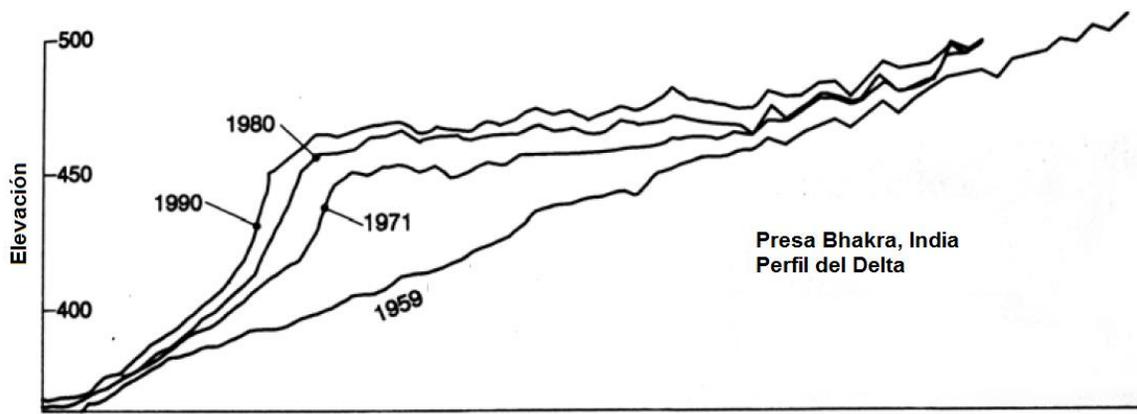


Figura 2.4. Patrón de evolución del delta en el tiempo.

A medida que el delta avanza aguas abajo, la llanura y el frente deltaico cubren los sedimentos finos del prodelta. Este proceso puede crear capas alternantes de material grueso y fino a medida que eventos mayores entregan material grueso al embalse, el cual puede ser cubierto subsecuentemente por material fino. En general, los núcleos de embalses extensamente sedimentados revelan que el sedimento más fino se encuentra en el fondo y se va acorazando hasta que se alcanza la superficie.

Los deltas de los embalses reflejan la interacción entre los flujos entrantes y el material depositado. El fondo se ajusta continuamente a los cambios de la entrada de agua y sedimento y cambios nivel del agua del embalse. Las corrientes que atraviesan los deltas pueden experimentar procesos fluviales como la formación de meandros, de diques, y acorazamiento. En embalses con un nivel de agua fluctuante, el patrón del desarrollo del delta estará fuertemente influenciado por el cambio del nivel del agua y la alternancia de los periodos de deposición y erosión.

2.2.5 PATRONES DE DEPOSICIÓN LATERAL.

La deposición de los sedimentos se concentra inicialmente en la parte más profunda de cada sección transversal, creando depósitos con una superficie casi horizontal sin importar la forma original de la sección transversal (Fig. 2.5). Cuando se observan variaciones de este patrón, se puede explicar generalmente por la entrada local de sedimentos de un tributario, socavación en curvas, o erosión del canal durante el vaciado o flushing.

Tres tipos de procesos pueden contribuir a la concentración de sedimentos en la parte más profunda de la sección transversal:

1. Transporte y deposición de sedimentos mediante corrientes de densidad.
2. El perfil logarítmico vertical de concentraciones dentro de la columna de agua concentrará los sedimentos suspendidos en la parte más profunda de la sección transversal.
3. Si el sedimento suspendido se encuentra distribuido uniformemente en la sección transversal y se asienta verticalmente, la deposición del sedimento será directamente proporcional al tirante.

Este tercer proceso produciría un patrón de deposición menormente concentrado que los patrones observados normalmente en embalses, e indica la importancia de los dos primeros procesos en la concentración del sedimento. La importancia relativa de estos procesos varía de un embalse a otro, pero las corrientes de densidad son probablemente de mayor importancia al explicar la distribución del sedimento fino dentro de un embalse de lo que ha sido reconocido generalmente.

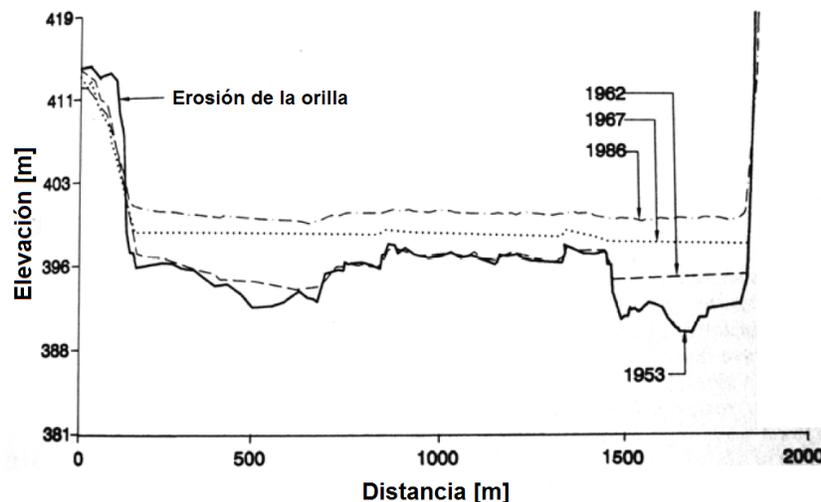


Figura 2.5. Deposición de sedimento en el caso del Lago Francis en el río Missouri.

2.2.6 DEPÓSITOS ESTRATIFICADOS.

Las tormentas entregan sedimentos a los embalses en pulsos, separados por periodos prolongados de flujos bajos y pequeños eventos. La naturaleza pulsativa de la entrega de sedimentos puede reflejarse en los depósitos de los embalses como estratos alternados de sedimento grueso y fino. Los estratos de sedimentos pueden estar ausentes o no ser perceptibles en el extremo aguas arriba del delta o en áreas cerca de la presa con cargas bajas de sedimentos, pero el área aguas abajo del delta y la zona aguas arriba del prodelta tendrán una estratificación distinta. Un patrón típico es el de sedimentos arenosos entregados durante un flujo alto intercalado entre depósitos de material fino provenientes de flujos bajos. La estratificación se puede observar en los núcleos de sedimentos o en áreas donde la erosión del canal durante el vaciado ha quitado depósitos previos. Las descargas estacionales o la acumulación de material orgánico (brotes de algas estacionales o la caída de hojas de bosques) pueden producir una secuencia regular de estratos. En áreas de deposición continua, estas secuencias de sedimentos se pueden interpretar para reconstruir la historia de la deposición.

2.2.7 INFLUENCIA DE LA REGULACIÓN DEL RÉGIMEN.

La política de operación del embalse tiene una gran influencia en el patrón de acumulación de sedimento y un cambio en la política de operación puede usarse para focalizar la deposición del sedimento. En un embalse sujeto a grandes fluctuaciones en el nivel del agua, los depósitos deltaicos en los niveles más altos pueden socavarse y redepositarse más cerca de la presa. Por ejemplo, el rápido avance del delta en la presa Tarbela en Pakistán, es causado por un vaciado estacional y una de las estrategias del manejo de sedimentos es limitar el vaciado para focalizar la deposición del delta, y retrasar los impactos en las tomas de la presa.

2.3 CONSECUENCIAS DE LA SEDIMENTACIÓN.

2.3.1 CONSECUENCIAS AGUAS ARRIBA.

Un amplio rango de consecuencias puede ocurrir aguas arriba de las presas debido a la captación de sedimentos.

1. Pérdida de almacenamiento.

La deposición del sedimento en el embalse reducirá y eventualmente eliminará la capacidad de almacenamiento útil, volviendo al embalse inútil tanto para el abastecimiento de agua como para el control de inundaciones. Si la capacidad de los vertedores se basa en la capacidad de amortiguamiento de avenidas dentro del embalse, la sedimentación vuelve insegura la presa cuando esta capacidad se pierde.

2. Deposición del delta.

La formación de los deltas no sólo agota la capacidad de almacenamiento de los embalses, sino que también puede provocar la sobreelevación del fondo extendiéndose muchos kilómetros aguas arriba de la formación del embalse. La sobreelevación del fondo puede

incrementar la inundación de infraestructura, comunidades y las tierras de cultivo o las planicies de inundación; incrementar los niveles de agua subterránea y salinización del suelo; la reducción del espacio de navegación bajo los puentes y el sumergimiento de las obras de tomas que se encuentren en los extremos aguas arriba. Si las áreas de los deltas se vuelven densamente vegetadas los niveles de inundación aguas arriba se pueden sobreelevar debido al incremento en la rugosidad hidráulica, y la vegetación puede provocar mayor atrape de sedimentos provocando sobrelevación adicional. En zonas áridas, la transpiración de grandes áreas de vegetación en los deltas, puede incrementar significativamente la pérdida de agua del embalse. Por ejemplo, las pérdidas debido a la evaporación del delta del embalse Elephant Butte en el río Grande en Nuevo México se estimaron en 176 Mm³/año, lo que representa aproximadamente el 7% de la capacidad máxima del embalse, antes de la construcción de un canal de transporte de flujos bajos a través del delta en 1951 (Gorbach y Baird 1991).

3. Navegación.

Tanto la navegación comercial como recreativa puede ser severamente dañada por la acumulación de sedimentos, especialmente en el área de los deltas.

4. Contaminación del aire.

En épocas en las que los embalses de irrigación están vacíos, los depósitos desecados de sedimento fino se pueden erosionar y transportar por el viento, creando molestias y amenazas a la salud para las comunidades cercanas (Danielevsky 1993; Tolouie 1993).

5. Peligros en terremotos.

Los depósitos de sedimentos tienen una masa mayor que el agua, y algunas investigaciones sugieren que la presencia de sedimento recargado en la presa incrementa significativamente la fuerza de un temblor contra la estructura (Chen y Hung 1993). Los sedimentos acumulados cerca de la presa pueden licuarse mediante un temblor, de manera que fluyan hacia las tomas de fondo, entrando, obstruyendo y enterrando conductos que estén abiertos.

6. Abrasión.

En las plantas hidroeléctricas, el sedimento mayor a 0.1 mm acelerará la erosión de los rodetes de las turbinas y en caso de sedimentos angulares de cuarzo bajo grandes cargas de operación, se pueden presentar daños similares para tamaños de granos pequeños. Esto reduce la eficiencia de generación de energía y requiere de la remoción de las unidades de generación para reparación. Los sedimentos de tamaños hasta cantos rodados, pueden pasar a través de los desagües de fondo en arroyos con pendientes pronunciadas. La abrasión puede dañar los sellos de las compuertas, las obras de toma y vertedores.

7. Pérdida de energía.

La pérdida de almacenamiento elimina el potencial de capturar altos flujos para la subsecuente generación de energía. Cuando una serie de plantas hidroeléctricas se construyen a lo largo de un río, la descarga de una estación puede estar en la zona del delta de otro embalse aguas abajo. La deposición del delta puede elevar el fondo del cauce y el nivel del agua, reduciendo

la carga disponible y permitiendo la inundación de la planta de generación si no hay medidas correctivas.

8. Tomas y desagües.

Los sedimentos pueden bloquear u obstruir las obras de toma o desagües en las cotas inferiores de la presa y obstruir o dañar las compuertas que no estén diseñadas para el paso de sedimentos. Durante inundaciones extremas, la deposición de varios metros de material puede ocurrir en unas pocas horas.

9. Erosión de la ribera y deslizamientos de tierra.

Los embalses que tienen una forma dendrítica o estrecha en planta pueden tener largas riberas en relación con el área de la superficie libre del agua, y en embalses amplios en zonas ventosas se pueden desarrollar grandes olas erosivas. La erosión de la orilla es sustancial en áreas de suelos de loess. Por ejemplo las seis presas del Cuerpo de Ingenieros en la parte superior del Río Missouri almacenan 1 200 km de río pero crean 9 560 m de costa. La tasa promedio de recesión de la costa en los lagos va de 1 a 2.5 m/año (Dorough y Ried, 1991). Aunque la erosión de la costa, aún a estas altas tasas, no es una amenaza para mantener la capacidad general del embalse, puede volverse un serio problema cuando las propiedades de la ribera son costosas o cuando se afectan estructuras.

Los deslizamientos de tierra y escombros pueden llenar los embalses de manera parcial o total. Deslizamientos con una magnitud total de 177 Mm³ colapsaron en el embalse Anmenzia en China durante los primeros 16 meses después de su llenado. Este tipo de eventos pueden también provocar inundaciones catastróficas debido a la falla de la presa. La presa Belluno de arco delgado de 265 m en la provincia de Veneto, Italia se llenó precipitadamente por un deslizamiento de rocas de 240 Mm³ en la noche del 9 de Octubre de 1963 desplazando agua en el embalse la cual sobrepasó la estructura por 100 m y creó una inundación que mató a 2 600 personas aguas abajo (Jansen, 1983).

10. Ecología.

Los cambios en la carga sedimentológica y la acumulación de sedimento en el embalse pueden alterar dramáticamente la ecología del embalse, afectando a las especies, la composición y tanto a la pesca recreativa como la pesca como medio de sustento. En áreas donde la sedimentación continúe sin disminución, los ecosistemas acuáticos se transformaran en humedales y eventualmente en mesetas debido a la continua deposición del sedimento arriba de la elevación normal del embalse en épocas de inundación. Una gran fracción de los componentes orgánicos, nutrientes y contaminantes ocurren en forma de partículas, o es absorbida por arcillas, y la deposición de los sedimentos orgánicos puede jugar un rol muy importante en el presupuesto de oxígeno del embalse.

2.3.2 CONSECUENCIAS AGUAS ABAJO.

Los tramos aguas abajo de la presa sufren impactos ambientales debido a la reducción del flujo y a la alteración del ciclo hidrológico; a la reducción de la carga de sedimentos, la dinámica alterada de los nutrientes, cambios en la temperatura, y al obstáculo que representa la presa a la migración de especies. Debido a que los materiales orgánicos, nutrientes y contaminantes, como los pesticidas, tienden a ser asociados con sedimentos finos, la presa puede controlar la movilidad de estos importantes materiales ecológicos a través del sistema fluvial.

La morfología del río aguas abajo de la presa puede verse impactada dramáticamente por la reducción en el suministro de sedimento que sirve como material de fondo. El agua en el cauce del río aguas abajo de la presa tiende a erosionar el fondo del cauce provocando que se degrade y se acorace. El acorazamiento del fondo lo puede volver inapropiado como hábitat y como sitio para el desove de especies nativas e introducidas. La degradación del río puede incrementar tanto la altura de las orillas y su tasa de erosión, incrementar la socavación en los puentes aguas abajo, reducir la profundidad para navegación en locaciones críticas y disminuir el nivel freático en áreas ribereñas afectando negativamente tanto a los humedales como las zonas de riego.

La captación de sedimentos en los embalses también puede tener efectos benéficos. Los niveles de sólidos suspendidos en muchos ríos se han incrementado dramáticamente debido a la deforestación y al desarrollo en zonas aguas arriba, sin embargo la captación de sedimentos en los embalses es benéfico para los sistemas acuáticos sensibles a los niveles elevados de sólidos suspendidos, incluyendo ecosistemas marino-costeros como pasto marino y los arrecifes de coral (Rogers, 1990).

Muchos tipos de uso recreativo también se benefician enormemente de la reducción de sedimentos suspendidos y la mejora en la claridad del agua. Clark (1985) concluyó que las afectaciones al uso recreativo (navegación, pesca, nado), constituyen la mayor categoría de costos debido al incremento de sólidos suspendidos en ríos de los Estados Unidos debido al gran tamaño de la industria recreativa, la cual conforma el 7% de todos los trabajos.

La captación de sedimentos en los embalses también reduce la necesidad de dragado de navegación en ríos y costas ribereñas y puede afectar la morfología costera. Por ejemplo, la carga de sedimentos suspendidos en el bajo Mississippi disminuyó inmediatamente después de la clausura de la presa Gavins Point en la parte alta del río Mississippi en 1953, y en 1984 la descarga de sedimento en suspensión al Golfo de México era sólo de un tercio de la que se tenía en 1953. La descarga reducida de sedimento es un gran factor que contribuye a la rápida recesión de la línea costera y a la subsidencia del delta del Mississippi (Meade y Parker 1984). La historia de la erosión del delta del Nilo, a casi 1 000 km aguas abajo de la presa Aswan, se resume en la Figura 2.6.

Una gran fracción de los nutrientes y material orgánico transportado por el río ocurre en forma de células de algas divididas, detritus orgánicos finamente divididos o en asociación con arcillas. La modificación de la producción y transporte de este material orgánico por el sistema de presa puede

tener importantes consecuencias ecológicas aguas abajo. Los embalses pueden reducir el transporte aguas debajo de material orgánico detrítico utilizado como fuente de alimento en el ecosistema aguas abajo.

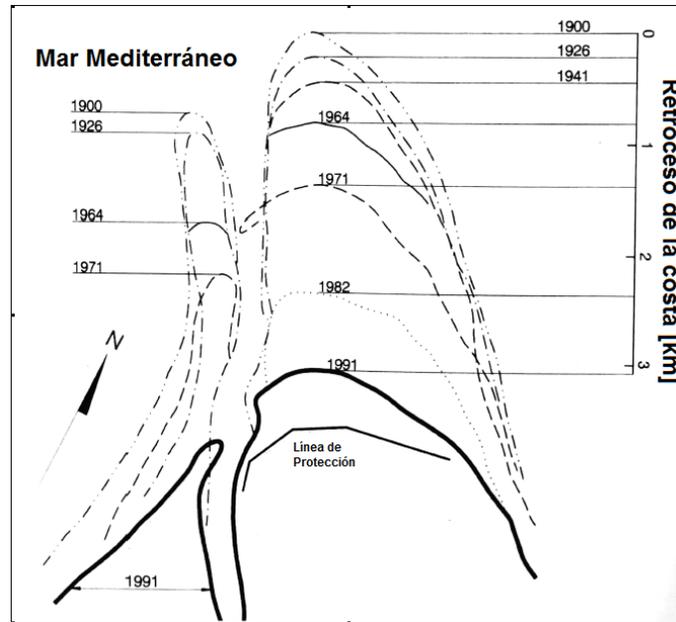


Figura 2.6. Historia de la erosión del delta del Nilo.

En resumen, las presas pueden tener impactos complejos sobre todas las facetas del sistema de ríos. Y estos impactos pueden variar ampliamente tanto en tiempo como en distancia. La construcción de presas representa una alteración singularmente mayor y potencialmente permanente a los ríos y el entendimiento del manejo de sedimento no es menos importante que el control hidráulico si los embalses han de proveer un servicio sustentable y a largo plazo en niveles aceptables de impacto ambiental.

2.4 ALTERNATIVAS DISPONIBLES PARA EL MANEJO DE SEDIMENTOS.

Es posible manejar exitosamente el sedimento del embalse al usar una o más de las técnicas conocidas. Las técnicas se pueden dividir como siguen:

1. REDUCCIÓN DE LA ENTRADA DE SEDIMENTO.
 - Manejo de cuencas.
 - Estructuras check aguas arriba.
 - Bypass entre embalses.

2. MANEJO DE SEDIMENTOS DENTRO DEL EMBALSE.
 - Reglas de operación.
 - Dragado estratégico.

3. EVACUACIÓN DE SEDIMENTOS DEL EMBALSE.
 - Flushing.
 - Sluicing.
 - Desfogue de corriente de densidad.
 - Remoción mecánica (dragado, excavación en seco, hidrosucción)
4. REMPLAZO DE LA CAPACIDAD PERDIDA.
 - Incrementar la altura de la presa.
 - Construcción de una nueva presa.
5. DESMANTELAMIENTO.

2.4.1 REDUCCIÓN DE LA ENTRADA DE SEDIMENTO.

- **MANEJO DE CUENCAS.**

La erosión del suelo es un problema importante en muchas áreas del mundo con tasas en exceso de 1 000 ton/km²/año. La erosión del suelo reduce la fertilidad de la tierra y en casos extremos puede llegar a convertir grandes áreas en zonas estériles. La erosión del suelo es causada por muchos factores incluyendo: tipo de suelo, gradiente de la superficie, fluctuaciones de la temperatura, lluvia y viento. Las tasas de erosión natural pueden, con frecuencia, acelerarse dramáticamente debido a la actividad humana como malas técnicas de gestión de la tierra, poco detalle de la infraestructura y deforestación. Sólo en Norteamérica los daños económicos asociados con la erosión del suelo se estiman en 16 000 millones de dólares al año (Osterkamp et al, 1998). Por lo tanto no es sorprendente que se esté extendiendo un esfuerzo de manera global para controlar y reducir las tasas de erosión a través de técnicas de manejo de cuencas. Las técnicas comúnmente practicadas incluyen terraplenes, terracerías y reforestación.

El manejo de cuencas ha resultado efectivo para reducir la erosión del suelo en sitios donde se ha llevado a cabo apropiadamente y, por tanto, también se ha visto como una forma efectiva de reducir las tasas de sedimentación en los embalses. Desafortunadamente las investigaciones y la literatura al respecto (e.g. Mahmood. 1987) no apoyan esta conclusión en todos de los casos.

Se ha mostrado (Hufschmidt, 1986) que se necesitan esfuerzos intensos de conservación a lo largo de muchas décadas para reducir la producción de sedimentos entre el 10 y 20 por ciento en cuencas que exceden los 1 000 km². Además, en cuencas grandes, las medidas de conservación desde un punto de vista de manejo de sedimento de embalses, son frecuentemente consideradas como inefectivas debido al gran tiempo de retraso entre la implementación de la medida de control de erosión y la percepción de sus efectos en la reducción de la descarga de sedimentos en los ríos. La razón de esto es que la tasa de entrega de sedimento en cuencas grandes es baja, lo que significa que grandes volúmenes de material erosionado se almacenan en varias ubicaciones de la cuenca. El material erosionado no entra inmediatamente a los ríos y corrientes, sino que es vertido

dentro de estas después de varias tormentas sucesivas. Por lo tanto el efecto de las medidas de protección de erosión no se refleja inmediatamente mediante un cambio en la producción de sedimento.

En algunas cuencas, sin embargo, donde las tasas de entrega de sedimento se aproximan a la unidad (e.g. donde el material erosionado es muy fino y es transportado rápidamente a los sistemas del río) el manejo de cuencas puede ser efectivo para reducir la producción de sedimento en periodos de tiempo relativamente cortos.

El estado actual de conocimiento sobre el transporte de sedimentos en ríos, los procesos de cuenca y en cómo se relacionan ambas variables entre sí, no es adecuado para predecir el impacto de las técnicas de manejo de cuencas sobre la descarga de sedimento en ríos. No existe una solución simple y la evaluación del efecto potencial de los enfoques de manejo de cuencas requiere de un estudio detallado de las cuencas bajo la consideración, evaluación y análisis de los datos locales disponibles.

Un buen manejo de cuenca tiene numerosos beneficios, incluyendo beneficios a la agricultura, el ambiente, la producción de alimentos, reforestación y disponibilidad de agua. La reducción en la contaminación por la producción de sedimentos resultado de un buen manejo de cuenca es una ventaja adicional que se debe incluir en el resto de los beneficios.

- **ESTRUCTURAS CHECK AGUAS ARRIBA.**

Las presas de escombros son usadas en ríos montañosos donde se sedimentan partículas gruesas. Usualmente se encuentran localizadas en uno o más tributarios aguas arriba del embalse y los sedimentos se deben remover periódicamente. La facilidad de acceso para remover el sedimento de una presa de escombros y el reúso potencial del sedimento, hacen la aplicación de esta opción potencialmente factible. En ausencia de estas condiciones, la vida de la presa de escombros tiende a ser corta y de efectividad limitada.

Se deben tomar consideraciones particulares sobre la manera en que se manejan las avenidas. Usualmente las presas de escombros son pequeñas y se diseñan para ser excedidas por las avenidas. También se debe poner atención al diseño de los terraplenes y a las medidas de disipación de energía aguas abajo para prevenir la falla debido a erosión. Tal falla resultaría no sólo en la liberación del sedimento atrapado, anulando los beneficios de la estructura, sino que también puede representar una amenaza.

- **BYPASS ENTRE EMBALSES.**

El propósito del bypass es desviar las avenidas cargadas de sedimentos alrededor de la presa. Aplicar un bypass a un embalse mediante el uso de estructuras de transporte, es con frecuencia factible sólo cuando existen condiciones hidrológicas y morfológicas favorables. Se debe tomar en cuenta los costos de operación de las estructuras de transporte afectados por las altas tasas de erosión, así como los beneficios perdidos por no capturar los flujos de inundación.

La presa Nagle en Sudáfrica está localizada en una cuenca de alta producción de sedimento. La deposición del sedimento en el embalse se ha mantenido a niveles mínimos a lo largo de su vida con el uso de bypass. La presa fue diseñada para embalsar agua en un gran río con meandros. En el extremo aguas arriba del embalse, se han instalado un conjunto de compuertas que se cierran cuando se presentan grandes avenidas. Al cerrar las compuertas la avenida se desvía del embalse llevando grandes volúmenes de sedimento que de otra manera se habrían depositado en el embalse. El proyecto ha estado en operación por varias décadas con muy poca deposición de sedimento.

2.4.2. MANEJO DE SEDIMENTOS DENTRO DEL EMBALSE.

El comportamiento de los sedimentos dentro del embalse es sensible a los niveles de agua dentro del mismo. Si el nivel del embalse se mantiene alto durante la época de inundación, los sedimentos entrantes tenderán a depositarse en las zonas superiores del embalse. Esto mantiene al sedimento lejos de la presa y, más importante, lejos de las obras de toma. Pero también significa que la sedimentación ocurre en la parte de volumen útil del embalse, conduciendo a pérdidas de producción. De manera contraria si el nivel del embalse se baja previo a la época de inundaciones, el flujo entrante erosionará el delta depositado previamente y moverá los sedimentos hacia la presa. Mientras esto incrementa la deposición de sedimentos en la zona de capacidad muerta del embalse, permitiendo entonces un mayor rendimiento del volumen útil, también puede representar una amenaza a las obras de toma de la presa.

De lo expuesto anteriormente se puede observar que la selección de la política de operación de la presa puede controlar la forma en que se deposita el sedimento.

A medida que el embalse se va llenando de sedimento, existe la posibilidad de que las obras de toma se bloqueen. Este es un problema muy particular si la presa se usa para generación eléctrica. Sin embargo, frecuentemente es posible proteger las obras de toma de bloquearse usando varias técnicas. Estas incluyen: dragado estratégico en la vecindad de las obras de toma y la construcción de barreras físicas para mantener las tomas despejadas.

El dragado estratégico es un término dado al dragado focalizado. Se usa para mantener las obras de toma libres de sedimentos y puede ser un medio efectivo para prolongar la vida útil del embalse que se va saturando de sedimentos. Este método se usa actualmente en la presa Koka en Etiopía. Las cantidades dragadas son muy pequeñas comparadas con la tasa anual de sedimentación en el embalse. Sin embargo el dragado ha desbloqueado las obras de tomas hacia la casa de máquinas en los niveles bajos y las mantiene despejadas.

2.4.3 EVACUACIÓN DE SEDIMENTOS DEL EMBALSE.

- **FLUSHING.**

El flushing es una técnica mediante la cual la velocidad del flujo en un embalse se incrementa a una magnitud que permita que el sedimento depositado sea re-movilizado y transportado a través de las obras de toma en los niveles bajos de la presa.

Existen dos maneras de abordar el flushing: flushing de vaciado total y flushing de vaciado parcial.

El flushing de vaciado total ocurre cuando el embalse se vacía durante las épocas de avenidas resultando en la creación de condiciones similares a las del flujo un río dentro del embalse, haciendo esto, el sedimento que ha sido depositado se vuelve a movilizar y se transporta aguas abajo de la cortina a través de las compuertas en el fondo. Las compuertas deben estar cerca del nivel original del cauce del río y con suficiente capacidad hidráulica para alcanzar un vaciado completo. Las compuertas son cerradas hacia el final de la época de avenidas para capturar agua para su uso en las épocas de secas.

El flushing parcial ocurre cuando el nivel en el embalse se baja sólo de manera parcial. En este caso la capacidad de transporte de sedimentos en el embalse aumenta, pero usualmente sólo lo suficiente para permitir que el sedimento dentro del embalse sea relocalizado de zonas aguas arriba del embalse a zonas más cercanas a la cortina. Si esto se realiza, de antemano se deben completar los estudios para asegurar que las estructuras de toma y otras instalaciones auxiliares no sean afectadas. El flushing con vaciado parcial puede usarse para despejar la capacidad útil y mover el sedimento a posiciones más favorables para un flushing de vaciado completo a futuro.

- **SLUICING.**

El sluicing es una técnica operacional en la que una porción sustancial de la carga de sedimento entrante se pasa a través del embalse y la presa antes de que las partículas de sedimento se asienten, reduciendo entonces la eficiencia de las trampas de sedimento en el embalse. Eso se logra en muchos casos mediante la operación del embalse a niveles bajos durante la época de avenidas con el objetivo de mantener suficiente capacidad de transporte de sedimento (turbulento y coloidal) a través del embalse. Velocidades de flujo más altas y mayor capacidad de transporte de sedimento en el agua que fluye por el embalse son resultado de operar éste a niveles bajos. El incremento en la capacidad de transporte de sedimento en el agua que fluye por el embalse reduce el volumen de sedimento que se deposita. Después de las épocas de avenidas el nivel en el embalse se eleva para almacenar agua relativamente clara.

La efectividad de las operaciones de sluicing depende principalmente de la disponibilidad de escurrimiento en exceso, del tamaño de los granos de los sedimentos y de la morfología del embalse. En muchos casos el sluicing y el flushing se utilizan en combinación.

- **DESFOGUE DE LA CORRIENTE DE DENSIDAD.**

Como se explicó anteriormente las corrientes de densidad pueden desarrollarse bajo condiciones excepcionales, causando que se transporte más sedimento hacia la presa de lo que indican las relaciones para suspensión en flujo turbulento. Tales corrientes ocurren porque la densidad del agua cargada de sedimento que entra al embalse es mayor que la densidad del agua almacenada en el embalse. El incremento en la densidad y viscosidad junto con la reducción en la intensidad de la turbulencia resultan en una corriente con una alta concentración de sedimento que se sumerge bajo el agua relativamente clara almacenada y se mueve hacia la cortina.

Se sabe que las corrientes de densidad ocurren en embalses particulares. La instalación y operación de compuertas en los niveles bajos de la presa harán posible el paso del sedimento a través de la cortina para ser descargados aguas abajo. Al pasar la corriente de densidad a través de las compuertas en los bajos niveles, el sedimento que se habría depositado en el embalse es descargado aguas abajo reduciendo la posibilidad de pérdida de capacidad de almacenamiento. El desfogue de la corriente de densidad es una manera atractiva de descargar los flujos cargados de sedimento porque, a diferencia de las operaciones de flushing, no requiere de bajar el nivel del embalse.

2.4.4 REMOCIÓN MECÁNICA.

La remoción mecánica del sedimento depositado en embalses se lleva a cabo usando técnicas de dragado convencional, excavación en seco e hidrosucción.

- **DRAGADO.**

El proceso de excavar sedimento depositado bajo el agua se denomina dragado. El dragado es una actividad altamente especializada la cual es usada principalmente para despejar canales de navegación en puertos, ríos y estuarios. Sin embargo esta tecnología es usada también en embalses.

El dragado de sedimento es comúnmente usado para recuperar el almacenamiento perdido. Sin embargo, el costo del dragado hidráulico convencional es con frecuencia mucho mayor que el costo de remplazar el embalse y generalmente no es económicamente viable para remover todo el sedimento del embalse por sí mismo. Con contratos grandes, el costo del dragado puede aproximarse al costo de construir una nueva presa.

La disposición del material dragado puede constituir un problema ambiental, y las medidas apropiadas de mitigación, que ocasionalmente pueden ser bastante costosas, deben compararse caso a caso. Si el material se descarga directamente aguas abajo de la presa, la alta carga de sedimento generalmente asociada al dragado puede ser inaceptable desde un punto de vista ambiental. Sin embargo, puede ser posible reducir la concentración de sedimentos del agua en el río al descargar agua limpia del embalse junto con la descarga del material dragado, si el material no se deposita aguas abajo de la presa, se pueden llegar a necesitar grandes extensiones de suelo.

Aunque la disposición del material dragado puede representar una desventaja, puede verse también como un activo (USACE, 1985) Los usos del sedimento dragado incluyen:

- Desarrollo del hábitat.
- Agricultura y reforestación- para mejorar los suelos marginales.
- Construcción – e.g. fabricación de ladrillos.

- **EXCAVACIÓN EN SECO.**

La excavación en seco (también conocida como trucking) requiere bajar el nivel del embalse durante la época de estiaje cuando el río puede ser controlado adecuadamente sin interferir con los trabajos de excavación. El sedimento es excavado y transportado para su disposición usando equipo tradicional de movimiento de tierras. Los costos de excavación y transporte son altos y tal trabajo es generalmente usado para pequeños embalses.

- **SISTEMA DE REMOCIÓN POR HIDROSUCCIÓN (HSRS).**

Esta es una variación del dragado tradicional. La diferencia es que la carga hidráulica disponible en el embalse es usada como energía para el dragado en lugar de bombas impulsadas por electricidad o diesel. Así, cuando hay suficiente carga disponible, los costos de operación son sustancialmente menores que los del dragado tradicional. El sistema consiste de una embarcación que controla el flujo en la tubería de succión y descarga y puede ser usada para mover el extremo de succión de la tubería. El extremo aguas arriba de la tubería se coloca al nivel del sedimento en el embalse y su extremo aguas abajo se coloca sobre la presa para descargar el agua y sedimento al tramo del río aguas debajo de la cortina. El arreglo de la tubería crea esencialmente un sifón y la succión en el extremo aguas arriba del sifón es usado para evacuar el sedimento. El sistema puede ser usado en embalses relativamente pequeños, no más largos de aproximadamente 3 km y también depende de la elevación de la cortina y el embalse.

2.4.5 REPLAZO DE LA CAPACIDAD PERDIDA.

La capacidad de almacenamiento perdida puede ser remplazada con la construcción de una nueva presa (aguas arriba, aguas abajo, o en otro río) o elevar la altura de la cortina existente. Esta opción requiere de cuidadosas consideraciones ingenieriles.

- **DESMANTELAMIENTO.**

Se puede esperar que los embalses experimenten problemas de operación para el tiempo en que la mitad de su capacidad de almacenamiento original se perdió. Cuando el desmantelamiento de una presa se vuelve una alternativa potencial debido al avance en la sedimentación del embalse, con frecuencia es una señal de retraso en la toma de decisiones en la gestión del sedimento.

El desmantelamiento de una presa debe ser considerado como la última opción posible. Aunque muchas presas han sido desmanteladas en varios países, la mayoría han sido de pequeño tamaño. No se han reportado casos de desmantelamiento de presas mayores a los 40 m. El

desmantelamiento de presas grandes es problemático y requiere de cuidadosas consideraciones. La situación es exacerbada si el embalse detrás de la presa está lleno de sedimentos., La ASCE da recomendaciones para el desmantelamiento de presas en su publicación de 1997 “Guidelines for the retirement of dams and hydroelectric facilities”.

Hay otras opciones disponibles además de desmantelar presas azoladas. Estas incluyen:

- Continuar con la operación de las plantas hidroeléctricas como plantas a pie de presa, aunque los costos de operación y mantenimiento aumentan, en muchos casos puede seguir siendo factible técnicamente y económicamente.
- Mantener la presa (en un nivel más bajo) y usar el embalse azolvado para: mejoramiento ecológico, e.g. creación de humedales para agricultura o recreación.

2.5 ETAPAS GEOMORFOLÓGICAS DE LA VIDA DEL EMBALSE.

La vida del embalse se puede describir en términos geomorfológicos como un proceso de 3 etapas. Este enfoque adopta una perspectiva mucho más amplia que los procesos tradicionales de diseño, planeación económica e ingenieril, los cuales usan un horizonte de tiempo fijo limitado a la primera etapa de la vida del embalse, en la que el sedimento se atrapa continuamente pero todavía no hay interferencia con las operaciones consideradas en el diseño original. La evolución del embalse a largo plazo se ilustra esquemáticamente en la Figura 2.7 y cada etapa se describe a continuación.

- Balance del sedimento previo al embalse.

Antes de la construcción de la presa, muchos ríos se encuentran aproximadamente balanceados con respecto a la entrada y salida de sedimento. Los sedimentos se pueden acumular temporalmente en algunos tramos del canal pero se movilizan y transportan hacia aguas abajo cuando se presentan flujos mayores. Aunque ningún río se encuentra totalmente balanceado con respecto al sedimento, y algunos tramos pueden experimentar ciclos a largo plazo de sobrelevación del fondo y degradación en escalas de tiempo igual a siglos, la cantidad total de sedimento transportado a través de los tramos es mucho mayor que la tasa de sobrelevación o degradación.

- Etapa 1. Captación continua de sedimento.

La construcción de una presa altera drásticamente las condiciones hidráulicas en el río. Convirtiendo tramos donde había flujo en un estancamiento caracterizado por bajas velocidades y alta eficiencia en la captación de sedimento. La carga más gruesa del material se deposita tan pronto como la velocidad del flujo disminuye. Los sedimentos más finos se siguen acarreado dentro del embalse ya sea por flujos estratificados o no estratificados y se acumulan aguas debajo del delta. Estos sedimentos más finos llenan primero el cauce del río sumergido, después de lo cual, la deposición continua produce capas de sedimento que se

extienden a lo ancho del embalse. Los sedimentos se atrapan durante todos los eventos de avenidas.

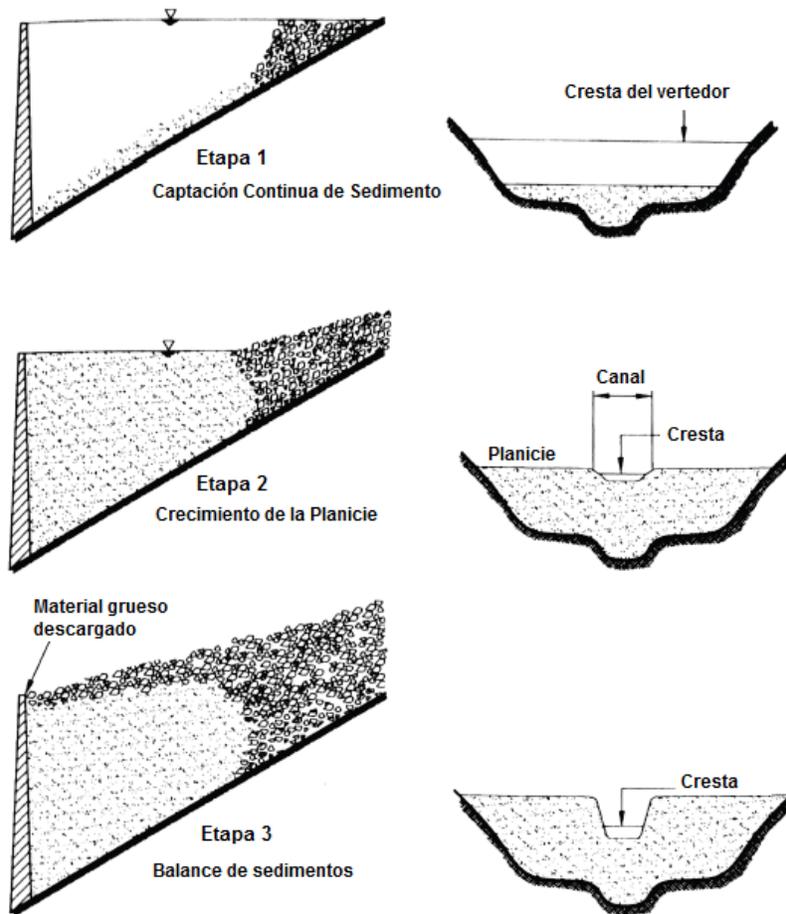


Figura 2.7 Evolución de la sedimentación en el embalse a largo plazo

- Etapa 2. Canal principal y crecimiento de la planicie de inundación. En algún punto, el embalse cambia de una deposición continua a una mezcla entre deposición y erosión, y la tasa de deposición del sedimento experimenta una reducción en comparación con la etapa de captación continua de sedimento. En embalses amplios, esta etapa también se caracteriza por la transición de los depósitos del sedimento de capas horizontales a una configuración de "canal-planicie de inundación". Esta transición ocurrirá naturalmente cuando la sedimentación alcance el nivel de la cresta del vertedor; un canal principal se mantendrá mediante la erosión y su nivel base se establecerá por el vertedor. La deposición del sedimento continuará en las áreas de la planicie de inundación a ambos lados del canal causando que la planicie se eleve por encima de la elevación del vertedor. En tramos estrechos, la erosión del canal puede ocupar todo el ancho del embalse y no se genera planicie de inundación.

La configuración de “canal-planicie de inundación” también se puede crear mediante el vaciado del embalse para el enrutamiento de los sedimentos o durante el flushing, en cuyo caso, tanto el canal principal como las planicies estarán sumergidas durante condiciones normales y el nivel base del canal principal se establecerá mediante la cota de las compuertas. Los sedimentos se depositarán tanto en el canal como en las planicies cuando el embalse esté lleno. La erosión durante el vaciado del embalse removerá sedimentos del canal pero no de las planicies, las cuales se elevarán gradualmente a medida que el sedimento sigue acumulándose.

- Etapa 3. Balance de sedimento.

La entrada y salida de sedimentos están esencialmente en balance en el largo plazo, cuando la cantidad y la granulometría que entra al embalse están en balance con el material que pasa por la presa. La clave para alcanzar un balance es la descarga del material grueso. Puede ocurrir una sobreelevación del fondo considerable sobre la cresta del vertedor, y los depósitos delta deben alcanzar la presa antes de que se alcance el balance. El movimiento del sedimento no se presenta necesariamente de la misma forma que en las condiciones previas a la inundación del embalse: la descarga de sedimentos puede llegar a ser más episódica. Los sedimentos de todos los tamaños se acumulan aguas arriba de la presa durante eventos pequeños, pero las inundaciones de mayor magnitud pueden acarrear grandes volúmenes de material acumulado. En los embalses sujetos al flushing hidráulico, la descarga de sedimentos puede ser asincrónica con respecto a la estacionalidad del flujo entrante de sedimentos.

La mayoría de los embalses en el mundo que son relativamente jóvenes y sin ninguna técnica de manejo de sedimentos se encuentran en la etapa 1. Los requerimientos estructurales y operacionales para la operación en la etapa 2 o 3 han sido trabajados en pocos sitios alrededor del mundo.

CAPÍTULO 3. NOCIONES DE SUSTENTABILIDAD.

3.1 CONCEPTOS DE VIDA DEL EMBALSE.

La sedimentación de embalses ha sido estudiada metódicamente desde la década de 1930 (Eakin y Brown, 1939) pero la ingeniería de presas se ha enfocado históricamente en asuntos estructurales e hidráulicos, dando relativamente poca atención al problema de la acumulación de sedimento.

Con un nivel razonable de mantenimiento, la vida estructural de la presa es virtualmente ilimitada. Muchos embalses son operados bajo el concepto de una vida finita la cual será al final finalizada por la acumulación de sedimento más que por la obsolescencia estructural.

Varios conceptos sobre la vida de los embalses se han resumido abajo, adaptados por Murthy (1977).

1. Vida de diseño.

Es el periodo de planeación usado para el diseño de proyectos de embalses. Los estudios económicos y de planeación se basan típicamente en periodos que no exceden los 50 años, mientras que los estudios ingenieriles con frecuencia incorporan un almacenamiento de sedimentos de 100 años en el diseño.

2. Vida del proyecto.

Es el periodo durante el cual el embalse puede servir a los propósitos para los que fue originalmente construido de manera confiable. Cuando el embalse ya no pueda seguir operando debido a la acumulación de sedimento, esta ha alcanzado el final de su vida de proyecto diseñada. Sin embargo, la operación puede continuar con un diseño de proyecto revisado o redimensionado. Dada la naturaleza probabilística de los eventos hidrológicos, la definición de "falla" del proyecto debe basarse en la relación entre la disminución de la capacidad de almacenamiento y la confiabilidad.

3. Vida económica.

Es el periodo en el que los beneficios económicos producto de la operación del proyecto exceden a los costos. Seguir operando el proyecto se justifica mientras el valor presente neto de los beneficios del proyecto exceda el de los costos, de acuerdo con los principios de la ingeniería económica (James y Lee, 1971).

4. Vida útil.

Es el periodo en el que el embalse se puede operar ya sea para su propósito original o modificado y ya sea que tal uso pueda generar beneficios económicos.

La operación de los embalses puede subsidiarse más allá de su vida económica debido a consideraciones sociales, políticas, ambientales o de otro tipo. La operación del embalse también

se puede seguir manteniendo para evitar el alto costo de desmantelamiento. Al final de su vida útil, la presa deberá ser desmantelada, removida o simplemente abandonada.

3.2 CONCEPTOS DE DESARROLLO SUSTENTABLE.

El crecimiento de la población, la expansión económica, la mecanización y el mejoramiento de las habilidades ingenieriles han alterado profundamente la superficie del planeta. Los cambios más grandes y más rápidos ocurrieron en el siglo XX, y la tendencia apunta hacia un incremento continuo en estas perturbaciones. Aún con una visión de corto plazo (e.g., la vida de un ser humano) se prevén conflictos extremos entre la población y los sistemas ecológicos, y la habilidad de proveer un estándar mínimo de calidad de vida para la población esperada en el siglo XX es un tema cuestionable.

Los patrones de desarrollo consistentes en prácticas de explotación y no sustentabilidad como la sobrepesca a escala global, la degradación extensiva de la tierra y los recursos hídricos, la pérdida de los hábitats naturales y la biodiversidad, el cambio climático y el crecimiento continuo y veloz de la población crean condiciones de empobrecimiento y reducen las opciones y oportunidades para las generaciones subsecuentes.

En 1987, la Comisión Mundial de las Naciones Unidas en Desarrollo Ambiental discutió el reporte titulado "Our Common Future" el cual propone el concepto de desarrollo sustentable como "la concordancia entre las necesidades del presente sin comprometer la habilidad de las generaciones futuras para satisfacer las suyas". Muchas interpretaciones del concepto de sustentabilidad han surgido.

Bruce (1992) propuso tres elementos básicos para la sustentabilidad: protección del sistema básico de sustento mundial, provisión continua de bienes y servicios derivada de los recursos naturales y de una distribución equitativa.

Weiss (1993) interpretando la sustentabilidad desde el punto de vista de los derechos y obligaciones entre generaciones establece que "los derechos internacionales suponen recibir el planeta en una condición no peor a como lo hicieron las generaciones previas, heredando una biodiversidad comparable tanto natural como cultural y teniendo acceso a beneficiarse de los sistemas naturales". Weiss propousó tres principios para la equidad intergeneracional con distintas implicaciones al manejo de embalses:

1. Cantidad.

Aunque el ciclo hidrológico se encarga de hacer circular el agua, son los embalses los que regulan el flujo superficial irregular con la demanda de la sociedad. Sin embargo muchos de los embalses se diseñan y operan bajo un esquema de vida finita. La sustentabilidad requiere que el concepto tradicional de la vida del embalse se sustituya por una visión a largo plazo.

2. Calidad.

Muchos materiales tóxicos como metales, radionucleidos, pesticidas y otras sustancias orgánicas son absorbidos por las partículas de sedimentos (Meade y Parker, 1984) la manera en que se maneja el sedimento de un embalse afecta directamente la calidad del agua en éste y hasta cientos de kilómetros aguas abajo de la presa. El manejo de sedimento también afecta a parámetros como la temperatura, la cantidad de nutrientes y el oxígeno disuelto.

3. Diversidad.

La construcción de embalses transforma a los ríos en una serie de lagos, alterando el hábitat acuático y la cadena alimenticia al impedir la migración de especies como el salmón. Aunque la construcción de presas no es la única amenaza a los sistemas naturales de los ríos, es la más importante debido a la magnitud y permanencia de sus impactos. Prácticamente no hay un sistema de ríos que no haya sido estudiado como un sitio potencial para la construcción de presas. El mantenimiento de la diversidad requiere que se dejen de construir presas, sino un balance entre la construcción y la preservación de ríos sin desarrollo de las mismas.

La necesidad de desarrollar patrones de desarrollo sustentable está siendo reconocida por la comunidad ingenieril (Prendergast, 1993). Los elementos esenciales para la sustentabilidad relacionada con los recursos hídricos se resumen con los siguientes conceptos:

1. Protección del ambiente y conservación de los recursos.
2. Mantenimiento de la función de las obras de infraestructura.
3. Anticipación al cambio.
4. Preparación ante falla de los sistemas ingenieriles.
5. Consideración de las consecuencias a largo plazo.
6. Desarrollo humano y diversidad.

3.3 EMBALSES COMO RECURSOS NO RENOVABLES.

Si abundaran los sitios para el desarrollo de embalses, entonces estos se podrían construir continuamente para compensar las pérdidas de almacenamiento debido a la sedimentación. Sin embargo, si la disponibilidad de sitios es limitada y no hay sustitutos identificados para los servicios que proveen los embalses, entonces los sitios actuales representan infraestructura que se debe desarrollar y operar bajo el concepto de uso sustentable a largo plazo, opuesto al concepto de infraestructura reemplazable con una vida económica limitada.

El concepto de uso sustentable ya se aplica a los sistemas de agua subterránea, que consisten de componentes naturales únicos e irremplazables (el acuífero y su área de recarga) y componentes ingenieriles (pozos). La sobreexplotación del agua subterránea es un ejemplo ampliamente reconocido del uso no sustentable, ya que la extracción a tasas que exceden la recarga, eventualmente disminuirá por el descenso del nivel freático o por la intrusión salina en acuíferos

costeros. El manejo del agua subterránea actualmente enfatiza la sustentabilidad a través de la protección de acuíferos de la contaminación, el mantenimiento del balance entre las tasas de extracción y recarga y la protección de las áreas de recarga.

Los sitios para embalses no son menos importantes que los acuíferos. Los embalses también requieren de componentes naturales únicos (sitios que cuenten con una topografía, hidrología y geología adecuada) y componentes ingenieriles (presa, canales de descarga, etc.). El remplazo de los componentes ingenieriles no tiene propósito alguno si el volumen de almacenamiento se pierde debido a la sedimentación. Mientras que los acuíferos han sido reconocidos como recursos sustentables, no se ha reconocido ni la necesidad ni el potencial del manejo sustentable de los embalses a pesar que varios factores indican que los embalses deben considerarse como recursos irremplazables.

El inventario de los sitios no explotados para el desarrollo de embalses, no está creciendo ni es muy amplio, y los embalses ya sedimentados no pueden ser fácilmente reciclados para reuso. La incapacidad de reusar los sitios de los embalses, vuelve a las presas distintas a otro tipo de infraestructura, como los edificios o los caminos, que pueden ser demolidos y remplazados con nuevas estructuras operables en el mismo sitio. Aunque las presas pueden ser reconstruidas y elevadas, la construcción de nuevas presas implica nuevos sitios no sedimentados.

Los embalses existentes generalmente ocupan los mejores lugares disponibles en lo que se refiere a disponibilidad de agua, geología del lugar, y proximidad a las áreas de demanda. Estos sitios ofrecen condiciones hidrológicas y geológicas adecuadas para la construcción de presas y están apropiadamente localizados para los usos propuestos. Una estructura para control de inundaciones debe estar localizada aguas arriba del área que protegerá, los proyectos de navegación se localizan en función de la pendiente del río y los proyectos para abastecimiento de agua deben de estar razonablemente cerca de los zonas de irrigación o a las ciudades debido al costo del transporte y a las políticas de transferencia de agua. La disminución en la calidad, la lejanía progresiva y el incremento en la competencia por sitios no desarrollados eleva el costo de desarrollo. Sólo los proyectos hidroeléctricos tienen gran latitud en su ubicación ya que la electricidad puede transmitirse de una manera más barata sobre distintos terrenos y es un bien fácilmente comerciable.

Ya que el inventario de ríos no explotados sigue disminuyendo, se debe esperar que las oportunidades para la construcción de nuevas presas también disminuyan. Aunque el mundo no ha agotado los sitios potenciales para el desarrollo de embalses, las áreas que son ricas en sitios potenciales (Sudamérica) no son áreas de gran presión por parte de la población ni de escasez de agua (Asia y Norte de África).

No es factible recuperar la capacidad de grandes embalses mediante el dragado debido a los altos costos de éste, los cuáles, en Estados Unidos empiezan en 2.50 USD/m³ e incrementan en función de la longitud de las distancias de bombeo, la profundidad y las complicaciones en la disposición del material. Por ejemplo a 2.50 USD/m³ costaría 83 000 millones de dólares restaurar el embalse

Powell en el Río Colorado a su capacidad original Para mantener la capacidad, el dragado deber repetirse todo el tiempo que se planea mantener al embalse en servicio, incurriendo en costos recurrentes y severos problemas a largo plazo sobre la disposición de los sedimentos.

El flushing hidráulico puede ser un mecanismo efectivo para la remoción de sedimentos. Sin embargo, muchos embalses no pueden ser suspendidos de servicio para implementar el flushing, y en muchos casos el flushing no puede mantener la capacidad original del embalse. El flushing además descarga un gran volumen de sedimentos aguas abajo, creando serios problemas incluyendo la interferencia de las tomas, incremento en la carga de sedimentos en embalses aguas abajo e impactos adversos en el ambiente y usos recreativos. En muchos casos, estos impactos vuelven al flushing no factible.

La sustitución de recursos puede reemplazar algunos de los servicios provistos por los embalses actuales. La energía, si no se provee de otra presa puede ser suministrada por otra fuente alternativa de energía (e.g. fósil, nuclear, viento o solar). Sin embargo, no hay sustituto para el agua, sólo un incremento en la eficiencia de sus uso. Aunque hay mucho espacio para la mejora en la eficiencia, especialmente en el sector de irrigación, parece optimista creer que el agua y los alimentos requeridos para una población adicional de 4 000 millones esperada para el año 2050, puede producirse de una base de agua que continuamente disminuye debido al decremento en la capacidad de los embalses.

Las tecnologías de producción de agua como la desalinización continúan siendo irremediablemente demandantes de energía y costosas comparadas con la desviación y almacenamiento de los flujos naturales. Los costos de desalinización de agua marina exceden 1 USD/m³, 10 veces el costo que los usuarios de agua municipal en estados Unidos pagan por la entrega de agua presurizada. Aún si los costos de desalinización se abatieran, esto ofrecería pocos beneficios a zonas no costeras, a zonas menos industrializadas o a irrigadores que requieren agua de bajo costo. La desalinización no se ve como un sustituto para los embalses.

De todos los factores que apuntan a la necesidad de considerar la sustentabilidad a largo plazo de los embalses, el más importante es la experiencia en sitios que ya sufren de estos problemas. Los gestores de las presas están buscando e implementando soluciones a los problemas de sedimentación, que mantengan el funcionamiento de la infraestructura en riesgo.

3.4 ENFOQUE BASADO EN CRITERIOS PARA LA SUSTENTABILIDAD.

Algunos aspectos del diseño, como la seguridad de la presa, son establecidos bajo una base de diseño ingenieril mínimo que debe realizarse en todos los proyectos. El análisis de proyectos evalúa los beneficios y costos para varias alternativas, las cuales cumplen estándares de seguridad establecidos. Un enfoque similar se aplica, al menos en teoría, a asuntos socio-ambientales, donde los niveles de conformidad ambiental se establecen a través de procesos legislativos, regulatorios y políticos. El análisis económico compara alternativas ambientalmente aceptables (aunque no equivalentes) una contra otra.

Los conceptos de sustentabilidad a largo plazo, y manejo de sedimentos hasta ahora han sido raramente incorporados en los proyectos de embalses. La estrategia de diseño para el proyecto de Tres Gargantas en China representa un punto de partida significativo al respecto, el uso sustentable fue establecido como un criterio ingenieril, y desde las etapas de planeación el proyecto incorporó las características estructurales y operacionales requeridas para alcanzar el balance de los sedimentos a largo plazo sin pérdidas en los beneficios del proyecto. Alternativamente, se puede decir que los beneficios del proyecto se limitaron a aquellos que pueden ser sostenidos, y no sólo se enfocaron a ser altos al inicio pero insostenibles. Se espera que se alcance un balance entre la entrada y salida de los sedimentos, en términos de carga total de sedimentos y distribución del tamaño de grano en este embalse de más de 600 km de largo después de 100 años de operación. Se recomienda un enfoque similar para definir e implementar un manejo sustentable en embalses tanto en presas existentes como en nuevas.

1. Nuevos Proyectos.

El criterio de sustentabilidad sugerido para embalses nuevos es diseñar para un mínimo de 1 000 años de operación. Esto se puede lograr al balancear la entrada y salida de sedimentos al proveer 1 000 años de capacidad de almacenamiento de sedimentos, o alguna combinación de estas. El periodo de análisis debe igualar al más corto entre (1) el periodo requerido para alcanzar balance de sedimentos o (2) 1 000 años. El horizonte de 1 000 años recomendado ha sido seleccionado como un compromiso entre la insuficiencia del periodo de 100 años empleado actualmente y la imposibilidad de hacer proyecciones de largo alcance. Sin embargo una vida de servicio de 1 000 años no es irreal para las presas. Schnitter (1994) lista 12 presas antiguas que tienen al menos 2000 años de servicio. Aunque un análisis de 1 000 años de procesos físicos en el embalse sólo puede brindar resultados aproximados, puede ayudar a definir el marco de tiempo y los tipos de problemas de sedimentación a ser anticipados, las estrategias de manejo recomendadas y la información necesaria.

2. Embalses existentes.

Muchos beneficios de los embalses existentes pueden no ser sustentables a medida que la sedimentación progresa, y el manejo de sedimentos para preservar la capacidad actual se vuelve poco factible. Entonces, el criterio de sustentabilidad para embalses existentes será diferente del aplicable a sitios nuevos. En embalses existentes, el manejo sustentable de sedimentos debe buscar un balance entre la entrada y salida de sedimentos dentro del tramo embalsado al mismo tiempo que se maximizan los beneficios a largo plazo. Esto puede implicar estrategias para minimizar la entrada de sedimentos, mejorar la descarga de sedimentos o una combinación de ambos.

Un balance de sedimentos se alcanzará eventualmente en todos los sitios como resultado de un manejo o de un fenómeno natural. El manejo de sedimentos busca manipular el sistema de tal manera que la capacidad útil u otros beneficios sean los máximos cuando se alcance el balance.

3.5 ACCIONES PARA ALCANZAR UN MANEJO SUSTENTABLE.

El manejo sustentable de sedimentos abarca el sistema completo de sedimento fluvial que consiste en cuenca, río, embalse y presa. Alcanzar un manejo sustentable involucra como mínimo, mejor información y una mejora en la gestión, pero también puede incluir grandes costos operacionales por el manejo de cuencas, la construcción de descargas en el fondo, obras de bypass, remoción temporal del servicio de la presa para actividades de manejo de sedimentos, la descarga de volúmenes de agua aguas abajo para la descarga de sedimentos y dragado. Frecuentemente no será económicamente atractivo operar los embalses existentes para mantener el volumen original de almacenamiento; esto implica que la generación de energía u otros beneficios pueden verse reducidos a largo plazo. En algunos sitios, la pérdida de beneficios será cero, pero en otros puede ser muy grande. Sin embargo una operación continua con beneficios reducidos es preferible al abandono del proyecto.

3.5.1 EVALUACIÓN DE LA SEDIMENTACIÓN.

Esta evaluación intenta describir el proceso físico de la sedimentación dentro del embalse y la tasa histórica y futura, ubicación y tamaño de los sedimentos. La evaluación se puede realizar sobre una base de análisis geomórfico y modelado en combinación con un análisis de la batimetría para determinar los patrones históricos y la tasa de deposición. Se deben evaluar los factores que potencialmente influyen en las tasas futuras y la entrega de sedimentos, incluyendo los embalses aguas arriba y las tendencias en el uso de suelo. El papel de los embalses aguas arriba es particularmente importante.

La acumulación de sedimentos se puede reducir por los embalses aguas arriba, sin embargo, los gestores de embalses aguas arriba también pueden iniciar medidas de manejo de sedimentos que impliquen pasar sedimentos a través de estos embalses, y que por lo tanto, incrementen la carga de sedimento en los embalses aguas abajo.

3.5.2 EVALUACIÓN DE LOS IMPACTOS DE LA SEDIMENTACIÓN.

Las consecuencias de la sedimentación se deben evaluar no en términos del precio de abastecimiento de agua actual, sino en una base de respuestas probables requeridas para compensar las pérdidas de los embalses. Así los efectos de la sedimentación en un embalse de irrigación que mantiene el sustento de 100 000 familias se puede analizar en términos de costos y consecuencias de relocalizar a las familias en lugar del precio actual pagado por el agua (el cuál puede ser subsidiado y ser muy bajo).

Se pueden realizar cambios modestos en el suministro de agua dentro del contexto de incrementar la eficiencia del uso. Sin embargo, cuando uno o más embalses proveen, la única o principal fuente de agua para una región, las pérdidas de estos suministros pueden virtualmente eliminar la base hidráulica de la sociedad. Las consecuencias serán especialmente agudas en países no industriales y dependientes de la irrigación con gran crecimiento poblacional. Tales áreas pueden carecer tanto de los recursos humanos como económicos necesarios para alcanzar incrementos

sustanciales en la eficiencia, como la transición de canales de riego tradicionales a irrigación por goteo, y la base industrial requerida para evitar la importación alimentos.

3.5.3 IDENTIFICACIÓN DE SITIOS PRIORITARIOS.

Los trabajos de recuperación en sitios existentes se deben priorizar por la tasa de sedimentación y las consecuencias esperadas. Los embalses existentes con serios problemas de sedimentación no deben ser marcados como errores, en lugar de eso, deben ser instrumentados, estudiados y operados como campos para investigación en laboratorios en manejo de sedimentos. En estos sitios se pueden probar las técnicas de manejo de sedimentos. Los trabajos deben iniciarse en los sitios con prioridad más alta, y progresivamente en los sitios con menor prioridad hasta que se hayan revisado todos los problemas.

3.5.4 EVALUACIÓN DE LAS ALTERNATIVAS DE MANEJO DE SEDIMENTOS.

Se deben considerar todas las alternativas de manejo de sedimentos potencialmente factibles en cada sitio, incluyendo aquellas como la elevación de la corona o la construcción de una nueva presa en otro lugar. Si la construcción de una nueva presa es una alternativa que será implementada, es esencial que el sitio alternativo se identifique y preserve para este uso y se identifique una estrategia de desmantelamiento para el sitio a desalojar. Poco se logra si se identifica un nuevo sitio pero se apropió para otro uso porque no se adquirió o protegió para la construcción de un embalse.

La evaluación de alternativas de manejo no se debe enfocar exclusivamente en el suministro, sino que también debe considerar el incremento en la eficiencia del uso del agua, y el manejo de la demanda del agua.

3.5.5 IMPLEMENTACIÓN DE MEDIDAS Y CALENDARIZACIÓN.

Después de identificar las estrategias más prometedoras tanto del lado del abastecimiento como de la demanda, estas deben analizarse a más detalle para determinar la factibilidad técnica y económica. Esta etapa puede incluir estudios de campo e ingenieriles, incluyendo pre-diseño ambiental y estudios de modelado. La implementación se puede calendarizar usando fechas asignadas o criterios de desempeño tales como la pérdida de cierto porcentaje de capacidad de almacenamiento o el avance del delta a cierto punto dentro del embalse. Algunos procedimientos, como el tránsito de sedimentos pueden no ser efectivos hasta que una porción significativa del volumen del embalse se ha llenado con sedimento, y de esta manera reduciendo la razón C:I (capacidad del embalse : escurrimiento entrante).

3.5.6 DISEÑO, IMPLEMENTACIÓN Y MONITOREO DE LAS MEDIDAS DE CONTROL.

Éstas pueden incluir la modificación de la presa, protección de la cuenca, y manejo de la demanda para incrementar la eficiencia del uso del agua por los usuarios.

La reducción de la acumulación de sedimento puede crear y alterar los patrones de uso. A medida que los suministros se vuelven escasos debido al crecimiento de la demanda o la reducción en el suministro, el agua será apartada, de usos de bajo valor para mantener los usos de mayor valor. Así, en un distrito de irrigación la superficie dirigida para forraje animal puede reducir para mantener las entregas de agua a cultivos de mayor valor enfocados a consumo humano. La escasez también estimulará el incremento en el uso eficiente del agua y el reciclaje, como el uso de aguas tratadas para irrigación. Este tipo de transición en el uso de agua fue destacado en un estudio de respuestas económicas a la escasez del agua en Arizona (Kelos et al., 1973). El cuál concluyó que una reducción significativa en el suministro de agua reduciría la superficie de irrigación de cultivos de bajo valor pero no restringiría el desarrollo económico.

El verdadero valor del agua es su valor marginal, el precio que uno está dispuesto a pagar por cada incremento adicional en el suministro, en lugar del precio promedio de una mezcla de suministros de bajo y alto costo. Los costos marginales de desarrollar nuevos suministros son típicamente mayores que el costo promedio de fuentes de agua más viejas (baratas) mezcladas con fuentes más nuevas (más costosas). Se atribuyen financiamientos importantes y beneficios de conservación de agua a la preciación marginal del costo en el sector del agua (Mann y Clark, 1993; Hirshleifer et al., 1970). Costos más altos para los usuarios motivan el incremento en el uso eficiente y simultáneamente eleva un fondo de reserva para nuevos proyectos. Esto contrasta con la practica actual, que tiende a basarse en costos promedio, excepto para el sector de irrigación donde las entregas de agua son fuertemente subsidiadas, una estrategia aún peor desde el punto de vista de alcanzar un uso eficiente.

En resumen, los criterios para el uso sustentable requieren que el análisis y diseño de proyecto miren más allá de los horizontes tradicionales de planeación. Requiere que los ingenieros analicen la habilidad de los sistemas presa-embalse de manejar los sedimentos así como el agua, de la misma manera estas instalaciones son diseñadas para manejar y cumplir con seguridad, los criterios ambientales y operacionales. La sustentabilidad debe ser considerada desde la fase inicial del diseño del proyecto, incorporando hasta el mayor alcance posible los elementos que eventualmente llevarán a un balance de sedimento a largo plazo.

3.6 MANEJO DEL CICLO DE VIDA DEL EMBALSE.

El concepto de equidad intergeneracional requiere que los recursos naturales se desarrollen y usen de una manera que vean por los intereses de todos los miembros de la sociedad, incluyendo las generaciones futuras. La filosofía detrás de la equidad intergeneracional es que las generaciones subsecuentes no tengan que pagar (bajo ningún término, ya sean costos económicos, sociales, de salud o ambientales) por los legados de las generaciones previas. En relación con los proyectos de infraestructura, significa que las generaciones futuras no se vean agobiadas con el desmantelamiento de los activos construidos por las generaciones predecesoras.

La aplicación de esta filosofía a las presas requiere de una modificación al enfoque convencional de vida útil. El enfoque de vida útil asume una vida finita del proyecto y brinda atención superficial a lo que le sucederá a la presa al final de su vida.

Un enfoque alternativo es el de manejo del ciclo de vida. La meta de este enfoque es el uso sustentable, donde la mayor parte de las funciones de la presa son mantenidas a través de una buena gestión y mantenimiento hasta la perpetuidad. Cuando esto no se alcance, se permite el desmantelamiento en un periodo de vida finito previendo que éste esté fundamentado en el establecimiento de un fondo de retiro. Con este mecanismo, todas las generaciones beneficiadas con los servicios de la presa contribuyen al costo de desmantelamiento y la equidad intergeneracional se mantiene.

Las principales características de los enfoques de vida útil y manejo de ciclo de vida se ilustran en las Figuras 3.1 y 3.2 respectivamente. Las figuras consisten de tres áreas representando las preocupaciones sociales y ambientales a la izquierda y derecha respectivamente, y el proyecto se concentra en la zona central del diagrama.

3.6.1 ENFOQUE DE VIDA ÚTIL.

El enfoque de vida útil (Figura 3.1) se ve esencialmente como un proceso lineal de duración finita. Una vez que se ha decidido la duración de la vida del proyecto, digamos 50, 75 o 100 años, el proyecto se planea, diseña, construye, opera y mantiene para ese periodo de tiempo. Los datos de entrada sociales y ambientales se limitan a la etapa inicial del proyecto) y el proceso ocurre una vez, sin importar los cambios en el curso de la vida del proyecto. Convencionalmente la evaluación económica no toma cuenta el costo de desmantelamiento. Tales gastos son tomados por las generaciones futuras.

Las preocupaciones resultantes, tales como la fatiga y la sedimentación del embalse, son representados como efectos externos en la Figura 3.1. Las soluciones asociadas a este problema pueden incluir rehabilitación, remoción de sedimentos y en caso extremo, desmantelamiento. Las soluciones de este tipo sin embargo, constituyen enteramente un nuevo proyecto que puede, en principio, ser diseñado dentro de un marco de ciclo de vida.

3.6.2 ENFOQUE MANEJO DE CICLO DE VIDA.

El enfoque del manejo de ciclo de vida se ilustra la Figura 3.2. El proceso contiene los mismos elementos que el de vida útil pero arreglados en una forma circular indicando uso perpetuo de la infraestructura. Consecuentemente, existe la oportunidad de incorporar preocupaciones sociales y ambientales, variables asociadas frecuentemente con los impactos del proyecto. Las operaciones de mantenimiento son conducidas en una manera que promueva el uso sustentable por lo que requieren de evaluación frecuente. Cuando el sistema envejece los componentes son reemplazados y reformados como es usual en los sistemas convencionales. El manejo de sedimentos en presas, sin embargo, es un elemento adicional (no mostrado la figura) de un

programa de operaciones y mantenimiento asociado con el enfoque de manejo de ciclo de vida. Si es implementado apropiadamente, el manejo de sedimentos en presas preserva la capacidad del embalse y permite el uso perpetuo de las instalaciones. La Figura 3.2 enfatiza que el eventual desmantelamiento de la presa, en caso de ser necesario, está incluido dentro de los objetivos de la gestión del proyecto.

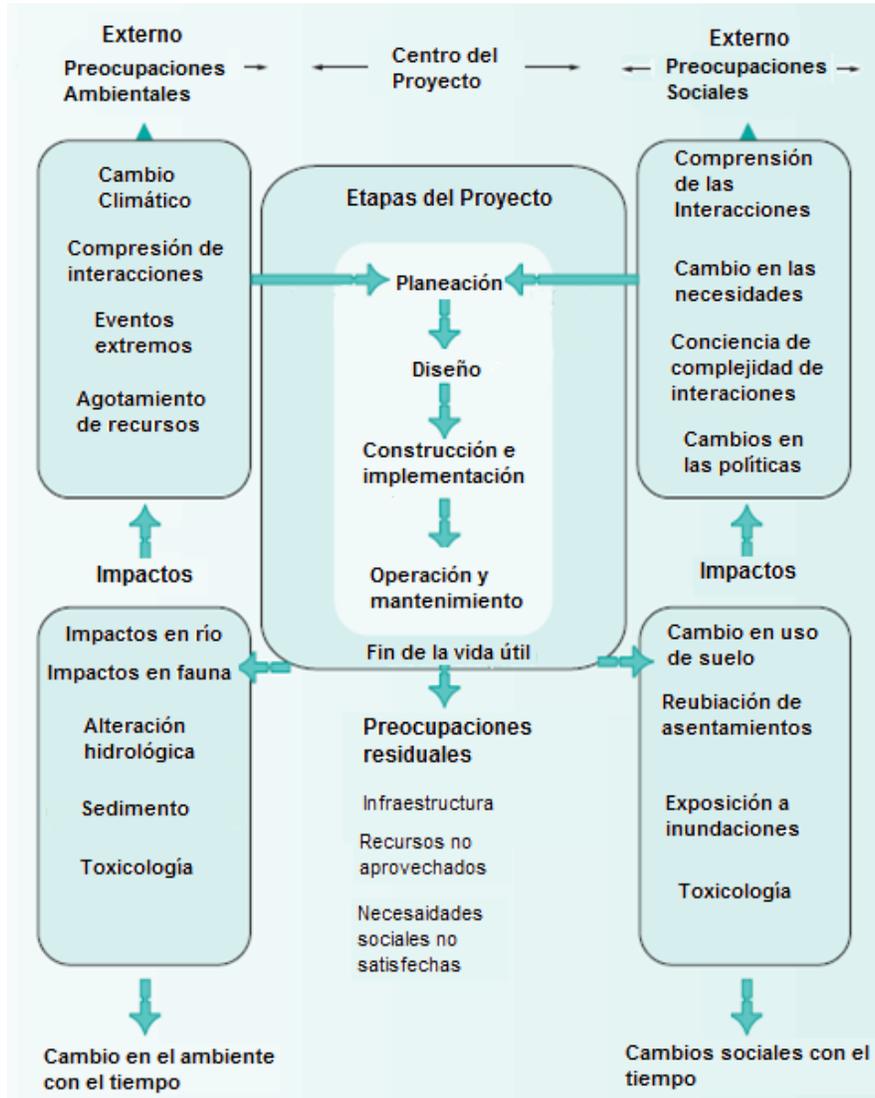


Figura 3.1. Enfoque de vida de diseño.

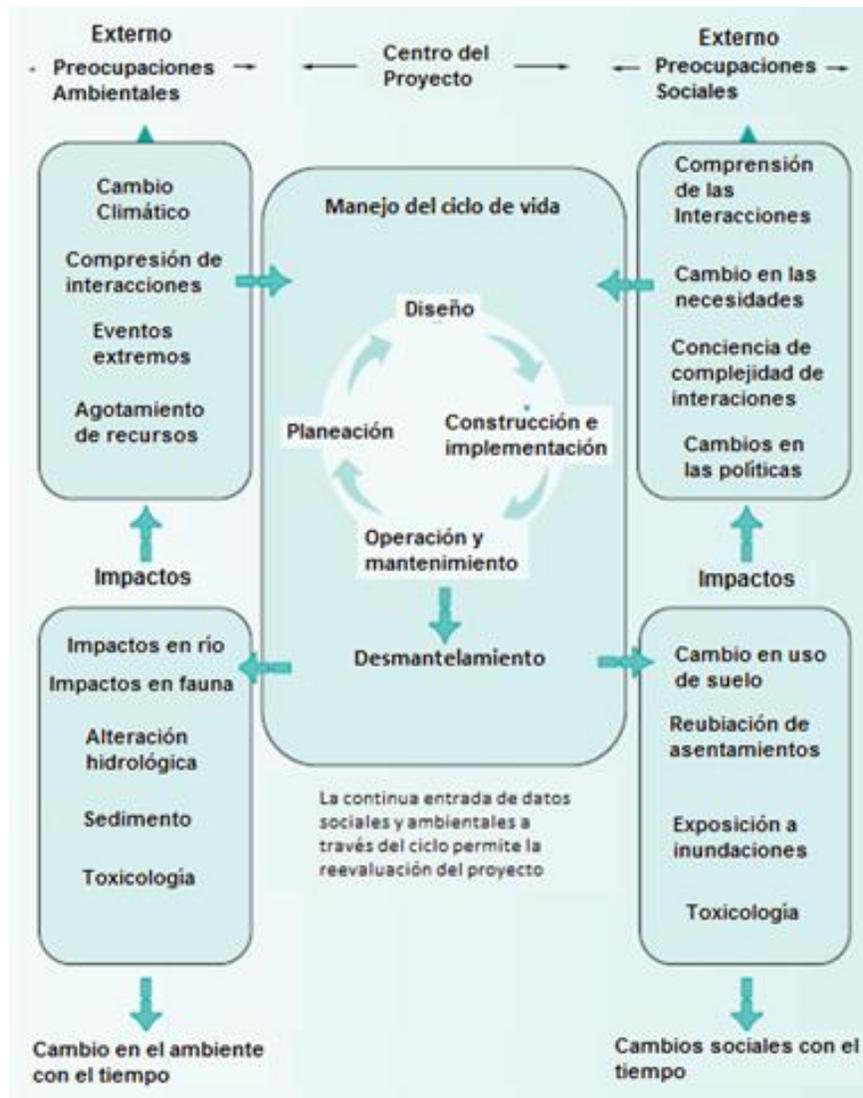


Figura 3.2. Enfoque ciclo de vida.

La adaptación de un proyecto diseñado con el enfoque de vida útil, ya sea existente, o expirado, a un enfoque de manejo de ciclo de vida es posible. Sin embargo, hay obstáculos económicos significativos que superar. La idea general es que la rehabilitación, operación, o desmantelamiento de las instalaciones existentes se vuelva el foco del proyecto, el cual puede ser manejado a través del uso del enfoque de manejo de ciclo de vida en una manera sustentable. Los beneficios de dicho proyecto pueden ser, sin embargo, de manera indirecta, o consistir en evitar impactos negativos asociados con la operación de las instalaciones.

Para superar cualquier limitación original, la infraestructura existente de recursos hídricos deber ser reformada para permitir el manejo de sedimento del embalse y una operación rentable continua. Si esto no es posible y la presa requiere un desmantelamiento al final de su vida, las instalaciones

pueden ser reemplazadas con otra presa y embalse diseñados de acuerdo al enfoque del manejo del ciclo de vida permitiendo un uso sustentable y perpetuo. Si el uso perpetuo no es posible se debe establecer un fondo de retiro.

3.6.3 COMPARACIÓN DE LOS DOS ENFOQUES.

Muchas de las diferencias entre ambos enfoques son bastante obvias. El enfoque de vida útil sigue una trayectoria lineal en el tiempo y asume que el proyecto habrá cumplido con su propósito al final de su vida útil. Los proyectos previos que han sido diseñados siguiendo este enfoque no permitieron el desmantelamiento al final de su vida útil así como también ignoraron la equidad intergeneracional:

En contraste, el concepto de manejo del ciclo de vida toma en cuenta la equidad intergeneracional al diseñar, construir, operar y mantener la infraestructura en una manera que incentiva el uso perpetuo y sustentable. Un elemento importante en el diseño es incorporar la gestión de los sedimentos. Si se mantienen y operan correctamente, las instalaciones podrían ser usadas permanentemente permitiendo que las generaciones actuales y futuras pueden disfrutar de los beneficios estas al compartir el costo de posesión, operación y mantenimiento entre muchas generaciones.

Los dos enfoques cuentan con diferentes habilidades al adaptar las preocupaciones externas. Las preocupaciones externas son aquellas que se consideran fuera del objetivo del proyecto, pero que pueden incidir de gran manera en la aprobación, funcionamiento y éxito de los proyectos de infraestructura. En general, estas preocupaciones externas pueden ser agrupadas en dos: asuntos sociales y ambientales como se ejemplificó en las Figuras 3.1 y 3.2. Aunque el enfoque de vida útil puede introducir dichas preocupaciones al inicio, no cuenta con la capacidad para incorporar ningún cambio en el transcurso de la vida útil del proyecto. El enfoque del ciclo de vida implícitamente permite la variación de estas preocupaciones, ya que la reevaluación del proyecto es una acción eventual y para el éxito continuo del proyecto.

Otra diferencia crítica entre ambos enfoques se encuentra en la evaluación económica del proyecto. Bajo el enfoque de vida útil la evaluación económica es llevada a cabo sobre una vida finita y el costo de desmantelamiento no es tomado en cuenta. La evaluación económica de un proyecto no sustentable siguiendo el enfoque de gestión de ciclo de vida tomará en cuenta el costo de desmantelamiento por medio de un fondo de retiro. Este fondo recibiría contribuciones de los beneficiados por el proyecto y sería usado para el desmantelamiento promoviendo de esta manera la equidad intergeneracional.

CAPITULO 4. ENFOQUE RESCON.

4.1 LA NECESIDAD DE RESCON.

La decisión de si se debe aplicar el manejo sustentable de embalses a presas a una escala nacional o regional es un asunto sujeto a una incertidumbre considerable. Los métodos ingenieriles son capaces de analizar un proyecto en específico a detalle, sin embargo, los resultados son proporcionales a la cantidad y calidad de la información empleada. Obtener la información necesaria, escoger las herramientas de análisis apropiadas y tomar la decisión requiere de una cantidad considerable de tiempo y recursos. Por esta razón, en la mayoría de los casos no es práctico ejecutar estudios de factibilidad en grandes presas y sistemas de almacenamiento para determinar el éxito potencial de dichas políticas.

Para llenar esta brecha, se requiere una herramienta que pueda proveer a los tomadores de decisiones información razonablemente confiable sobre el hecho de que pueda alcanzarse exitosamente un manejo sustentable de las presas y embalses en un sistema de recursos hídricos. El proyecto RESCON intenta hacer esto al proveer un conjunto de herramientas que pueda ser usado para la toma de decisiones a nivel de políticas. La técnica está diseñada para usar los datos de la presa y del embalse que estén disponibles.

4.2 ESTRUCTURA DEL MODELO RESCON.

La meta general del enfoque RESCON es seleccionar una estrategia de manejo de sedimentos que sea técnicamente factible y que también maximice los beneficios económicos netos. El modelo está construido en una plataforma de Microsoft Excel y considera explícitamente las siguientes técnicas de remoción de sedimentos:

1. Flushing.
2. Hidrosucción.
3. Dragado tradicional.
4. Trucking.
5. No remover sedimentos.

La Figura 4.1 ilustra los principales pasos del proceso los cuales son:

1. Se introduce información técnica y económica específica del proyecto.
2. Se cuestiona sobre las salvaguardias sociales y ambientales.
3. El modelo asume que el dragado y trucking son siempre técnicamente factibles.
4. El modelo prueba la factibilidad técnica del flushing y la hidrosucción.
5. Hay dos alternativas cuando no hay remoción: run of river y desmantelamiento.
6. Todas las opciones se someten a una rutina de optimización económica
7. Los resultados de la optimización económica son comparados y clasificados.

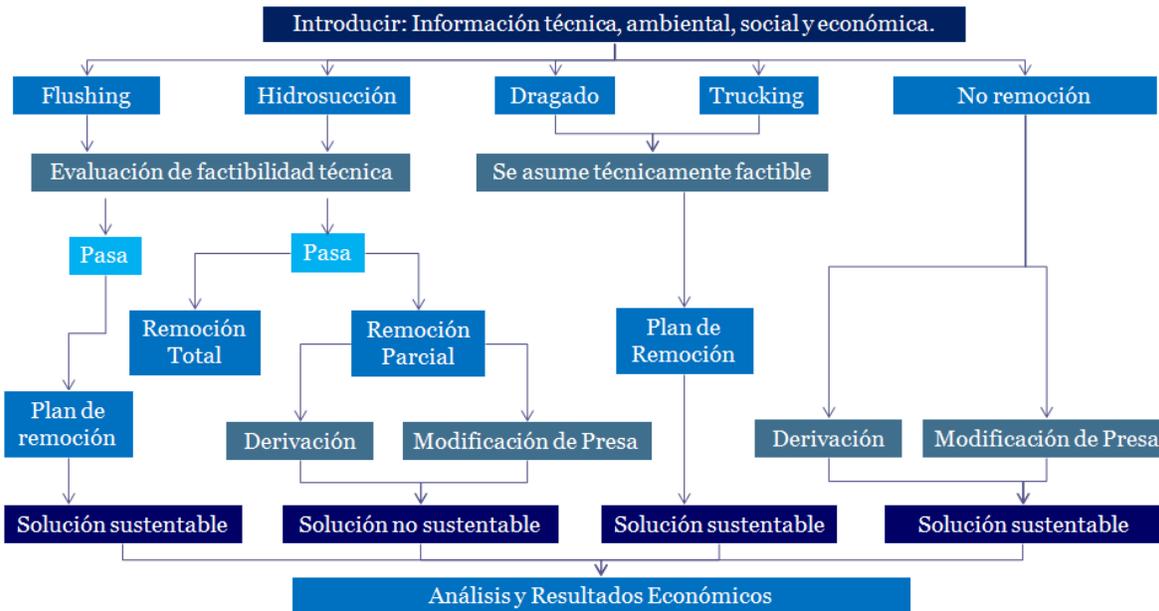


Figura 4.1. Estructura del programa RESCON.

El programa puede ser usado para presas existentes como para propuestas de presas.

La optimización económica se realiza para cada una de las opciones de manejo de sedimentos en subprogramas separados. El objetivo es maximizar los beneficios netos de practicar cada opción. El rendimiento del embalse (calculado mediante la función Gould Gamma), el cual se basa en su capacidad restante y el valor unitario de este rendimiento son claves para los ingresos anuales. Los costos incluyen las operaciones anuales y costos de mantenimiento y cualquier costo periódico de remoción de sedimentos. El programa también permite que los costos iniciales de construcción, para presas propuestas, y los costos asociados a la instalación de un sistema de flushing en una presa existente, sean incluidos en el cálculo del valor presente neto (NPV).

La solución puede tomar dos formas:

1. SUSTENTABLE.

Donde la capacidad el embalse se mantiene perpetuamente o

2. NO SUSTENTABLE.

Donde el embalse se llena de sedimentos en un tiempo finito. Esto a su vez tiene dos soluciones:

- 2.a. La presa es desmantelada en un periodo de tiempo óptimamente determinado permitiendo que se colecte un valor de rescate (igual al costo del desmantelamiento menos cualquier beneficio derivado del desmantelamiento).
- 2.b. La presa se mantiene como un proyecto “run-of-river” aún después de azolverse.

Es importante destacar que el tiempo terminal óptimo (y su capacidad terminal) en este caso dependen de la magnitud del valor de rescate.

Cuando la opción 2a es la solución óptima, el programa calcula un pago anual para el fondo de retiro el cual, de ser invertido, ganara intereses que igualarán el costo del desmantelamiento al tiempo óptimo terminal.

El programa supone que el flushing, dragado y trucking siempre conducen a resultados sustentables. Para el caso de la hidrosucción, el resultado depende de si la capacidad máxima de remoción de sedimento es suficiente para remover todos los sedimentos que entran anualmente. Si esto es posible, la solución es sustentable, de otra manera ocurre una solución no sustentable (en sus dos posibles manifestaciones). El VPN de la estrategia de “no remoción de sedimento” también se calcula para propósitos de comparación. De hecho, en algunos embalses, esta estrategia puede dominar a las otras en términos económicos.

Las estrategias de manejo de sedimento probadas pueden tener impactos sociales y económicos positivos o negativos. Es deseable que estos efectos se tomen en cuenta en el proceso de decisión. El programa RESCON puede usarse para determinar la selección de una estrategia de manejo de sedimentos sujeta a salvaguardias sociales y ambientales especificadas por el usuario. Si se observa que el VPN con la imposición de salvaguardias es menor que cuando no se tienen, también se estima el costo de oportunidad de implementar estas salvaguardias.

4.3 ALTERNATIVAS DE MANEJO DE SEDIMENTOS.

4.3.1 NO REMOCIÓN DE SEDIMENTOS.

No hay remoción de sedimentos bajo esta alternativa. La capacidad restante reduce a medida que el sedimento se acumula y eventualmente uno de los dos posibles resultados sucederá:

- Desmantelamiento de la presa.
- Mantenimiento de la presa como proyecto run-of-river.

En caso de desmantelamiento, la presa es removida en un tiempo óptimamente determinado. Los beneficios netos anuales y el valor de rescate de la presa son determinantes claves del tiempo de desmantelamiento. El programa también calcula un fondo de retiro anual basado en el valor de rescate y en tiempo óptimo de remoción de la presa.

En el caso de operaciones run-of-river, se asume que la capacidad entera del embalse se azolvó mucho antes de que las operaciones comenzaran. También se asume que los beneficios de run-of-river están disponibles sólo si la presa tiene instalaciones de generación de energía. No se calcula un fondo de retiro cuando el proyecto continúa con operaciones run-of-river ya que la estructura de la presa se mantiene por siempre.

4.3.2 FLUSHING.

FACTIBILIDAD TÉCNICA

La base del modelo técnico del flushing está dada por Atkinson (1996) quien cuantifica aspectos de los embalses que son más propensos a tener éxito en el flushing de vaciado total. Los dos mayores criterios que desarrolló Atkinson son la razón de balance de sedimento (SBR) y la razón de la capacidad a largo plazo (LTCR). El modelo RESCON determina la factibilidad técnica del flushing basándose solamente en SBR. El criterio LTCR también debe cumplirse, pero la falla de este no elimina el flushing de las opciones económicas disponibles.

Atkinson propone que con un vaciado total en el embalse, la cantidad de sedimento depositado entre las operaciones de flushing debe balancear la cantidad removida por flushing. El valor SBR expresa este balance de sedimento como la razón entre la masa de sedimento expulsada anualmente y la masa depositada anualmente. Se espera que un balance de sedimento se alcance para valores de SBR mayores a la unidad, satisfaciendo de esta forma el criterio.

El valor LTCR es una razón entre la capacidad sustentable del embalse y su capacidad original. La capacidad sustentable es el volumen del embalse que puede ser alcanzado a largo plazo mediante la ejecución del flushing. Las capacidades son calculadas usando una geometría del embalse simplificada basada en los datos del usuario.

Atkinson desarrolló cuatro criterios más para evaluar la factibilidad del flushing. El modelo RESCON usa estos criterios como guías para proveer confirmación adicional de la factibilidad del flushing.

1. El vaciado incompleto del embalse puede ser una restricción, la extensión del vaciado, expresado como una razón, (DDR) debe ser mayor a 0.7 para condiciones de vaciado suficientes.
2. Debido a que el valor de SBR es afectado por un vaciado incompleto, SBR se recalcula para condiciones de vaciado total, como un indicador del potencial del flushing si se instalaran descargas en el fondo del embalse (SBRd).
3. La amplitud del canal formado por el flushing debe ser suficiente, la anchura predicha del canal debe ser similar a la del fondo del embalse para operaciones de flushing exitosas (FWR).

- Los taludes del canal formado por el flushing deben ser tales que el ancho del canal en su parte más alta se ajuste al ancho del embalse. El flushing en dicha situación sería el ideal (TWR).

MARCO DE OPTIMIZACIÓN.

El flushing ocurre en intervalos determinados por el programa para maximizar los beneficios netos. El programa asume que hay dos fases en la operación del flushing. Las dos fases son independientes entre ellas ya que el punto de transición está predeterminado por el valor LTRC (dependiente de las condiciones del sitio). En la fase 1, se practica una remoción de sedimento periódica hasta que el embalse alcance su capacidad de largo plazo. Una vez que se ha alcanzado este punto inicia la fase 2, y todo el sedimento que se acumule a partir de este punto será expulsado mediante el flushing, manteniendo de esta forma su capacidad a largo plazo. (Ver Figura 4.2).

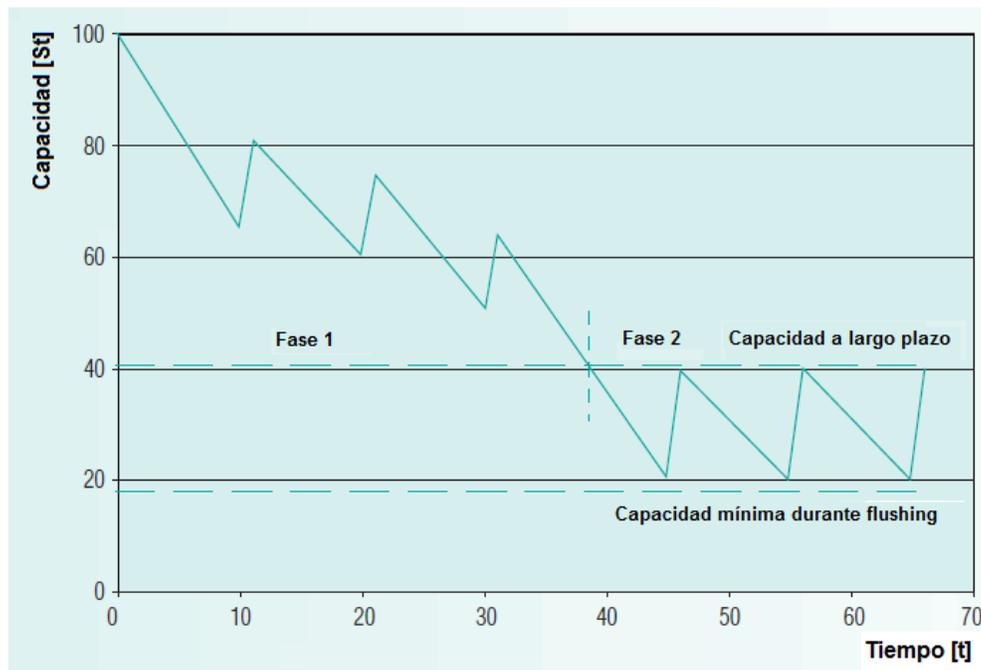


Figura 4.2. Capacidad restante en el embalse con operaciones de flushing.

La solución mostrada en la Figura 4.2 también sucede en embalses existentes si la capacidad del embalse es mayor que la capacidad del embalse a largo plazo (LTC), aunque la duración de la fase 1 será mayor. Sin embargo si la capacidad es menor que LTC, sólo existe la fase 2.

La cantidad de sedimento removido en la fase 2 es determinada por la razón LTRC y por el sedimento acumulado (capacidad original del embalse menos el almacenamiento en el tiempo t), la cual es LTRC ($S_0 - S_t$). Así, la cantidad de sedimento removible por flushing incrementa a medida

que disminuye la capacidad restante. Resulta obvio que la capacidad restante en el embalse es más propensa a converger a un nivel mayor que la capacidad predeterminada a largo plazo si la frecuencia del flushing es lo suficientemente corta. El programa RESCON determina el ciclo óptimo de duración de flushing bajo la suposición técnica de que se debe alcanzar la capacidad de largo plazo. El número de años para que se alcance la capacidad LTC también se calcula para cada longitud de ciclo posible

En la fase 2, la optimización económica es bastante simple ya que la capacidad restante siempre regresa a la capacidad de largo plazo después de cada operación de flushing. El programa RESON calcula el VPN para todas las duraciones posibles en esta fase y determina el ciclo óptimo independientemente del ciclo en la fase 1.

4.3.3 SISTEMA DE REMOCIÓN DE SEDIMENTO POR HIDROSUCCIÓN (HSRS)

DESCRIPCIÓN TÉCNICA.

El modelo técnico de la hidrosucción está basado en el trabajo de Hotchkiss y Huang (1995). El método requiere información sobre la longitud del embalse (que se asume es la longitud de la tubería en el peor caso), la carga de energía disponible en la presa, información del sedimento depositado y el diámetro de la tubería de hidrosucción. El método calcula la velocidad de la mezcla de agua y sedimento a través de la tubería de hidrosucción al determinar la energía disponible en la tubería para mover el sedimento. El método asume una fracción inicial en la tubería, luego recalcula la fricción basándose en la velocidad de la mezcla. Por lo tanto se requiere un esquema de iteraciones para obtener la solución. Si una solución converge para el gasto de la mezcla, se puede usar para determinar el volumen del sedimento removido en el año.

MARCO DE OPTIMIZACIÓN.

Se supone que la hidrosucción ocurre anualmente y el tiempo para la instalación de HSRS es determinado mediante una optimización económica. Si toda la cantidad de sedimento entrante es removida cada año, entonces, la solución es sustentable. Entonces, la capacidad de largo plazo es determinada por la capacidad restante en el embalse cuando se instaló HSRS.

Con remoción parcial, el sedimento se acumula a lo largo del tiempo, aun después de que se instaló HSRS y esto resulta en una solución no sustentable. Como en el caso no sustentable de “no remoción”, hay dos posible escenarios: desmantelamiento u operación run-of-river. Hay que notar que la vida productiva de la presa en este caso será más larga que en el caso de “no remoción”. El programa reporta el tiempo óptimo para la instalación de HSRS, la cantidad de sedimento removida cada año y el tiempo terminal para el caso de remoción parcial. El fondo de retiro anual también se calcula en caso que se requiera el desmantelamiento y el valor de rescate sea negativo.

4.3.4 DRAGADO TRADICIONAL Y TRUCKING.

DESCRIPCIÓN TÉCNICA.

El dragado hidráulico tradicional remueve los sedimentos bombeando agua arrastrando sedimentos del fondo del río (Turner 1996). Existen muchos tipos de dragados y la eficiencia de remoción depende de la elección de la draga y de complejos parámetros físicos dependientes del embalse. Para mantener la generalidad del programa se pide que el usuario provea la concentración en peso del sedimento en el agua removida durante las operaciones de dragado. El valor sugerido es de 30%, pero si hay estudios que muestren otro valor para el embalse en cuestión, el usuario debe indicar ese valor.

Trucking es la remoción de sedimento acumulado usando maquinaria pesada. La factibilidad técnica depende de si el volumen de sedimento que debe ser removido puede ser removido físicamente en el tiempo que se dispone para que el embalse esté vacío. Otra consideración es la accesibilidad de la maquinaria pesada en el embalse.

El programa asume que tanto el trucking como el dragado son técnicamente factibles sin importar de la tasa de remoción requerida. Por lo tanto, el usuario necesita interpretar cuidadosamente los resultados ya que no puede resultar práctico remover grandes cantidades de sedimentos.

MARCO DE OPTIMIZACIÓN.

El dragado tradicional y el trucking se practican en intervalos que se calculan óptimamente. Hay dos fases para cada técnica; Fase 1 y Fase 2. En el caso de una presa nueva, no se practica remoción de sedimentos en la Fase 1, mientras que la remoción periódica de sedimentos se practica en la Fase 2. La solución es sustentable ya que la remoción practicada en cualquier momento es igual a la acumulación ocurrida desde la previa remoción. Se supone que la cantidad de sedimento removido por evento es constante en el tiempo, pero se permite que la duración de la primera fase sea distinta a la duración de cada ciclo en la Fase 2. Los límites inferior y superior de la capacidad restante se obtienen a través de la optimización económica (ver Figura 4.3). La duración óptima de la Fase 1 determina el límite inferior de la capacidad restante en el embalse (S_{min}) y la duración óptima del ciclo en la Fase 2 determina la capacidad sustentable en el embalse, LTC.

La diferencia principal entre el dragado tradicional y el trucking es el vaciado del embalse durante la remoción de los sedimentos. Mientras que el trucking requiere que el embalse se vacíe, el dragado tradicional no. Durante el año en que ocurre el trucking, el rendimiento y por lo tanto los beneficios se asumen que sean cero. Así, el ciclo óptimo entre los eventos de remoción de sedimento es más propicio a ser largo con trucking que con dragado tradicional.

El programa reporta la duración de ciclo óptimamente determinada, la cantidad de sedimento removido y LTC. Los valores de los parámetros especificados por el usuario como CL, ASD y AST, son usados como restricciones y se reportan los valores determinados óptimamente dentro de estas restricciones.

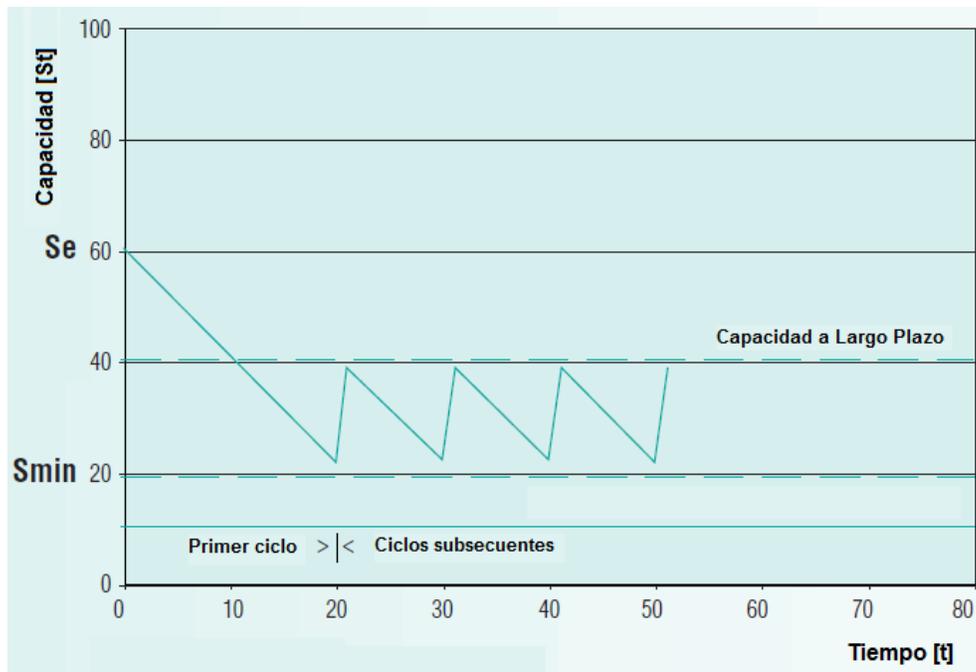


Figura 4.3. Capacidad restante en el embalse con operaciones de dragado y trucking.

4.4 FÓRMULAS TÉCNICAS Y ECONÓMICAS.

4.4.1 ESTIMACIÓN DEL RENDIMIENTO.

El modelo RESCON asume que el embalse se encuentra en un estado estable. El modelo utiliza una relación entre la capacidad del embalse y el agua disponible para ser usada (la cual tiene un grado de confiabilidad de proveer el servicio) para determinar una cantidad de agua a la que puede darse un valor económico. La distribución Gould Gamma (1964) se usa para este propósito. La función Gould Gamma para el rendimiento del embalse es:

$$W_t = \frac{4 \cdot S_t \cdot V_{in} - Z_{pr}^2 \cdot sd^2 + 4 \cdot Gd \cdot sd^2}{4 \cdot \left[S_t + \frac{Gd}{V_{in}} \cdot sd^2 \right]} = W(S_t) \quad (4.1)$$

Dónde:

- W_t rendimiento del embalse en el tiempo t, volumen.
- S_t capacidad restante en el embalse después del año t, volumen.
- V_{in} escurrimiento medio anual, volumen.
- Z_{pr} variación normal estándar de p.
- Gd factor de ajuste para aproximar a la distribución Gamma.
- sd desviación estándar de los escurrimientos entrantes

La ecuación (4.1) se resuelve en cada instante t, **esta se muestra en la Figura 4.1**. A medida que el volumen en el embalse disminuye debido a la sedimentación, la confiabilidad también disminuye.

4.4.2 AGUA REQUERIDA PARA LA REMOCIÓN DE LOS SEDIMENTOS.

FLUSHING.

Cuando se lleva a cabo el flushing, el embalse es vaciado completamente. Durante el año en el que este ocurre, el rendimiento del agua (W_t) se determina como sigue.

$$W_t = s_1 \cdot W(0) + s_2 \cdot [W(S_{t+1}) - W(0)] \quad (4.2)$$

Dónde:

- W_t rendimiento del embalse en el tiempo t (volumen).
- s_1 fracción de los beneficios por derivación cuando ocurre el flushing.
- s_2 fracción de los beneficios del agua almacenada cuando ocurre el flushing.
- $W(0)$ es el rendimiento del proyecto en derivación.
- $W(S_{t+1})$ es el rendimiento del volumen almacenado después del flushing.

HIDROSUCCIÓN.

El método de hidrosucción de Hotchkiss y Huang (1995) proporciona un gasto de agua y un gasto de mezcla en la tubería de hidrosucción. El agua requerida para remover el sedimento se supone como:

$$Y_t = \left(\frac{Q_m}{Q_s} \right) \cdot X_t \quad (4.3)$$

Dónde

- Y_t volumen de agua requerido para remover los sedimentos.
- Q_m gasto de la mezcla (volumen por tiempo).
- Q_s gasto del sedimento (volumen por tiempo).
- X_t sedimento removido en el año t (volumen).

DRAGADO TRADICIONAL.

El volumen de agua requerido para remover un volumen dado de sedimento es:

$$Y_t = \left(\frac{100 * 2.65}{C_w} \right) \cdot X_t \quad (4.4)$$

Dónde

- Y_t agua requerida para remover X_t
- X_t sedimento removido en el año t (volumen).
- C_w concentración en peso del sedimento removido en el agua.

TRUCKING.

Aunque el embalse es vaciado durante el tiempo en que se lleva a cabo el trucking, esta operación no requiere por sí misma algún volumen significativo de agua. De esta manera, durante la operación de trucking, el rendimiento del agua (W_i) se supone como cero por simplicidad.

4.4.3 CÁLCULO DE LOS COSTOS EN MODELOS ECONÓMICOS.

Las relaciones económicas y las fórmulas usadas para calcular varios tipos de costos se presentan a continuación. Estas fórmulas permiten revisar si los valores por default son relevantes en un sitio en específico así como la pertinencia de los datos numéricos introducidos.

COSTO UNITARIO DE HIDROSUCCIÓN.

El costo de hidrosucción se determina como sigue:

$$CH = \frac{HI}{DU \cdot Q_s}$$

Dónde:

- CH costo unitario por hidrosucción.
- HI costo de la inversión para instalar HSRS.
- DU Es la vida esperada del HSRS
- Q_s Es el gasto máximo de sedimento transportado.

COSTO UNITARIO DE DRAGADO.

Cuando sea posible se invita a usar los valores propios, pero si no se introduce un valor por el costo de dragado, el programa puede estimar un valor basado en otros estudios como sigue:

Si

$$\begin{aligned} X < 150\,000\,m^3 & \quad CD(X) = 15 \\ X < 16\,000\,000\,m^3 & \quad CD(X) = 2.0 \end{aligned}$$

En caso contrario

$$CD(X) = 6.615 \left(\frac{X}{10^6} \right)^{-0.431}$$

Dónde:

- X es la cantidad de sedimento dragado por ciclo (m^3)
- CD costo unitario de dragado (US\$/ m^3).

El costo unitario del dragado disminuye a medida que la cantidad de sedimento removida (X) aumenta.

COSTO UNITARIO DE CONSTRUCCIÓN.

Cuando sea posible se invita proporcionar los valores propios, de no ser posible, el programa calcula un valor de costo unitario de construcción basándose en la capacidad original del embalse (S_0)

Si

$$S_0 > 500\,000\,000\,m^3 \quad c = US\$0.16/m^3$$

Si no

$$= 3.5 - 0.53 \cdot \ln\left(\frac{S_0}{1\,000\,000}\right)$$

El costo de construcción (c) disminuye a medida que aumenta la capacidad original del embalse (S_0).

COSTO ANUAL DE OPERACIONES Y MANTENIMIENTO.

El costo de las operaciones anuales y mantenimiento, $C1$ se asume como una función del costo original de construcción de la presa. Así, el costo se calcula como sigue:

$$C1 = omc * c * S_0$$

Dónde

$C1$	costo de operaciones anuales y mantenimiento, US\$
c	costo unitario de la construcción de la presa US\$/m ³
S_0	capacidad original del embalse
omc	coeficiente de operaciones y mantenimiento.

4.4.4 MARCO DE OPTIMIZACIÓN ECONÓMICA.

El problema económico consiste en escoger una técnica de remoción de sedimentos y la manera en la que esta será usada (i.e., la frecuencia y la cantidad de sedimento a remover) de tal forma que se maximice el Valor Presente Neto acumulado. Este problema se resuelve en dos etapas.

- **1ª. Etapa.**

Se realiza la siguiente optimización realizada para cada técnica de remoción (y también para el caso de no remoción).

$$\text{Maximizar} \quad \sum_{t=0}^T NB_t \cdot d^t - C2 + V \cdot d^T$$

$$\text{sujeto a:} \quad S_{t+1} = S_t - M + X_t$$

Dada la capacidad inicial del embalse y otras restricciones físicas y técnicas.

Dónde:

NB_t	beneficios anuales netos en el año t.
d	factor de descuento definido como $1 / (1+r)$, r es la tasa de descuento.
C2	costo inicial de la construcción de la presa.
V	Valor de rescate.
T	tiempo terminal.
S_t	capacidad restante en el embalse en el año t.
M	sedimento entrante atrapado
X_t	sedimento removido en el año t.

- **2ª. Etapa.**

Seleccionar la técnica que produzca el valor más alto de la función objetivo. Los beneficios anuales netos, NB_t , dependerán de las restricciones físicas y económicas específicas de la técnica usada para la remoción de sedimentos. Las formulas son las siguientes

FLUSHING.

$$NB_t = \begin{cases} P1 \cdot W(S_t) - C1 & \text{si } X_t = 0 \\ P1[s1 \cdot W(0) + s2 \cdot [W(S_{t+1}) - W(0)]] - C1 - F1 & \text{si } X_t > 0, \text{Primer Flushing} \\ P1[s1 \cdot W(0) + s2 \cdot [W(S_{t+1}) - W(0)]] - C1 & \text{si } X_t > 0, \text{Siguietes Flushing} \end{cases}$$

HIDROSUCCIÓN (HSRS)

$$NB_t = P1 \cdot W(S_t) - (P1 - PH) \cdot Y_t - C1 - CH \cdot X_t$$

DRAGADO TRADICIONAL

$$NB_r = P1 \cdot W(S_t) - (P1 - PD) \cdot Y - C1 - CD(X) \cdot X_t$$

TRUCKING.

$$NB_t = P1 \cdot W(S_t) - C1 - CT \cdot X_t$$

$$W_t = 0 \quad \text{si } X_t > 0$$

NO REMOCIÓN.

$$NB_t = P1 \cdot W_t - C1$$

Dónde

- W_t es función de S_t determinada por la función Gould Gamma
- Y_t es el agua necesaria para la remoción del sedimento.
- X_t es la cantidad de sedimento removido.
- $P1$ es el valor unitario del rendimiento del embalse
- $C1$ costo anual de operaciones y mantenimiento.

El agua usada en las operaciones de hidrosucción y dragado puede tener algún valor aguas abajo, los respectivos valores son indicados por PH y PD. Los costos adicionales asociados con el uso de agua para remover sedimentos en las operaciones de hidrosucción y dragado aparecen en los términos CH y CD.

- CT costo unitario de remoción por trucking
- FI costo de instalar un sistema flushing.

El sedimento removido con cada estrategia está sujeto a control (a excepción de la hidrosucción). La calendarización de la remoción se determina óptimamente para cada estrategia. Para soluciones no sustentables, el año terminal T también se determina por el programa. En caso de que se requiera dismantelar la presa y se tenga un valor de rescate negativo, la contribución anual para el fondo de retiro se calcula como:

$$k = \frac{-mV}{(1 + m)^T - 1}$$

Dónde

- k contribución anual para el fondo de retiro.
- m es la tasa de interés sobre la inversión.
- T tiempo terminal determinado óptimamente.
- V

CAPITULO 5. SITIO DE ESTUDIO.

5.1 UBICACIÓN DEL PROYECTO

El caso de estudio es el proyecto Chicoasén II de la Comisión Federal de Electricidad, este se localiza sobre el río Grijalva en la cuenca del mismo nombre en la región Hidrológico No. 30 en el estado de Chiapas, La nueva presa se encuentra a 8.5 km aguas abajo de la presa Chicoasén. Las coordenadas geográficas del nuevo proyecto son: 16° 59' 9" N y 93° 9' 36" O. En la figura 5.1 se puede observar la ubicación de la presa Chicoasén y del proyecto Chicoasén II.



Figura 5.1. Imagen satelital de la presa Chicoasén, el pueblo de Chicoasén y la ubicación del proyecto.

La cuenca del sistema hidroeléctrico Grijalva posee 4 cuencas tributarias; La Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas, cada una cuenta con una planta hidroeléctrica, estas son:

- Belisario Domínguez (Angostura)
- Manuel Moreno Torres (Chicoasén)
- Malpaso
- Ángel Albino Corzo (Peñitas)

En la figura 5.2 se puede observar la división de las 4 cuencas tributarias y en la figura 5.3 el perfil de las presas en la cuenca del río Grijalva junto con el nuevo proyecto Chicoasén II.

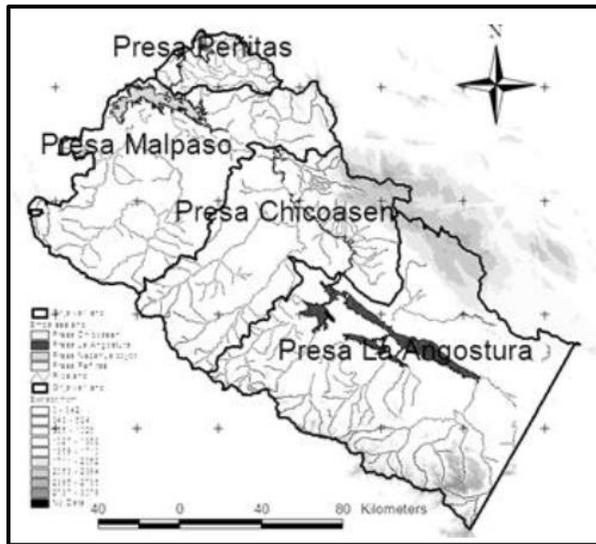


Figura 5.2. Subcuencas y embalses del sistema hidroeléctrico Grijalva.

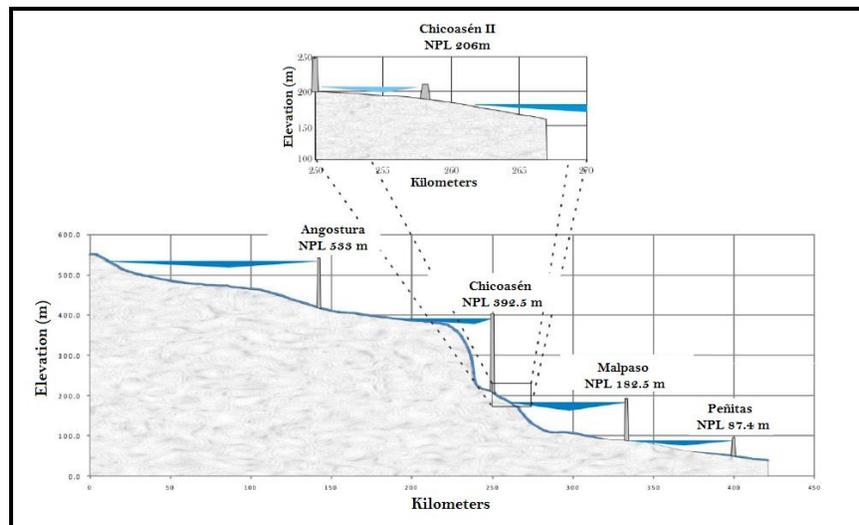


Figura 5.3. Perfil de las presas del Río Grijalva.

5.2 CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA CUENCA DEL RÍO CHICOASÉN II.

El río Chicoasén es el afluente más importante en el segmento del río Grijalva en estudio. Su cuenca tiene una superficie de 967 km² conformada por las subcuencas de los ríos Chico y Bochil.

Los escurrimientos que forman al río Chico tienen su origen en los Altos de Chiapas, a la altura de los poblados de Tapalapa, Pantepec, Rincón Chamula, Pueblo Nuevo y Jilotl; la corriente más larga nace a los 1 980 msnm; confluye con el río Bochil aguas arriba de la población de Chicoasén, a partir de donde se le conoce con este nombre. Por su parte el río Bochil nace en las

inmediaciones del poblado del mismo nombre y se une con el río Bombaná a la altura de la población de Francisco Sarabia, aguas abajo de la Central Hidroeléctrica Bombaná, la tabla 5.1 muestra las características de dichos aportes.

Subcuenca	Orden de corriente	Área		Longitud [km]
		[ha]	[km ²]	
Río Bochil	2	32 524	325	36
Río Chico	3	63 207	632	64
Río Chicoasén	3	999	10	3

Tabla 5.1. Características de los aportes de la cuenca del proyecto Chicoasén II.

Los usos de suelo que se dan en la zona son: riego agrícola, abastecimiento de agua potable, generación de energía eléctrica, doméstico, recreación y descarga de aguas residuales.

El tramo en estudio del río Grijalva tiene una longitud de 25 km; se origina con el agua turbinada de la CH Chicoasén y finaliza en la entrada del embalse Malpaso. Sin considerar al arroyo Zacapala y al río Chicoasén, el río Grijalva recibe sobre ambas márgenes las aportaciones de varios escurrimientos de carácter intermitente, cuyas microcuencas son pequeñas de tal manera que en forma conjunta suman una superficie de 121 km²; las de margen derecha son fragmentadas por la carretera estatal que comunica los poblados de Chicoasén y Copainalá.

5.3 DATOS DE ESCURRIMIENTO.

5.3.1 ESTACIÓN HIDROMÉTRICA LA ESPERANZA.

Para el análisis del aporte mensual de los escurrimientos al río Grijalva por parte de la subcuenca del proyecto Chicoasén II se tomaron en cuenta los registros históricos de la Estación Hidrométrica La Esperanza, ubicada después de la confluencia de los ríos Chico y Bochil, aguas arriba del poblado Chicoasén en las coordenadas geográficas 16° 58' 17" de Latitud Norte y 93° 6' 0" de Longitud Oeste, la cual cuenta con registros de un periodo de 16 años, comprendidos de 1979 a 1983 de 1989 a 1995 y del 2000 al 2003.

De acuerdo con los registros de la estación hidrométrica La Esperanza, los aportes medios mensuales del Río Chicoasén al Grijalva, oscilan entre los 3 m³/s y 25 m³/s, los cuales se presentan en abril y septiembre respectivamente. la figura 5.4 muestra dichas variaciones.



Figura 5.4. Variación de gasto medio mensual en la estación La Esperanza.

Las aportaciones medias anuales de acuerdo con el registro varían entre 5.2 y 18.6 m³/s, registradas en el año más seco (2003) y el más húmedo (1979) respectivamente, el máximo gasto medio mensual registrado es de 50.4 m³/s registrado en el mes de octubre de 1995 (CFE, 2012).

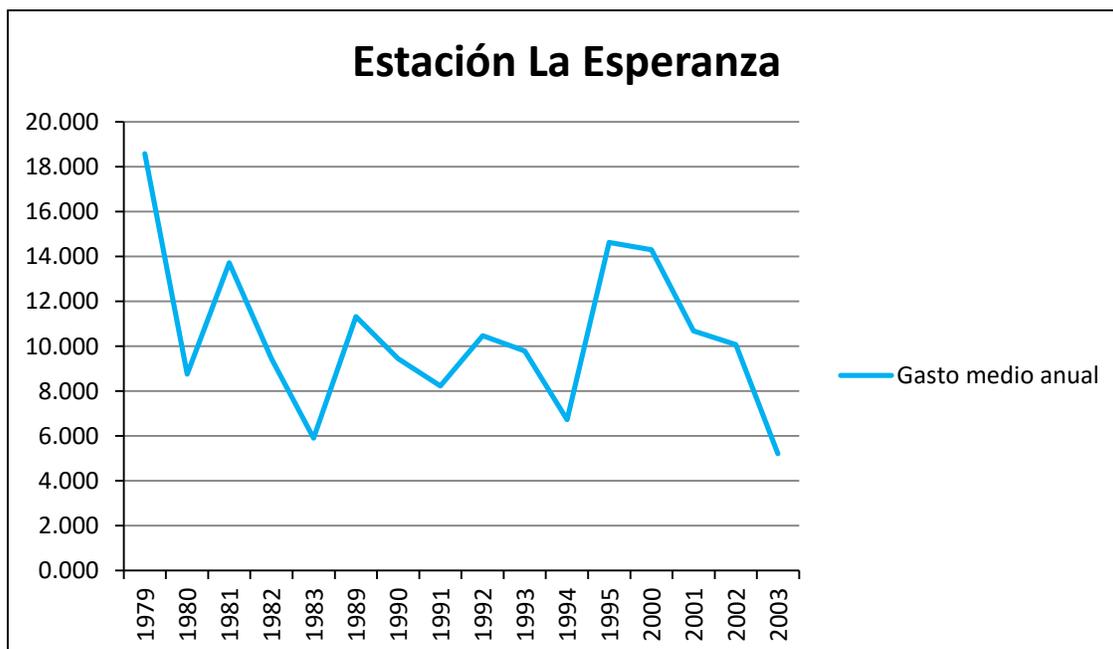


Figura 5.5. Variación del gasto medio anual en la estación La Esperanza.

5.3.2 ESTACIÓN HIDROMÉTRICA EL GRIJALVA.

Los datos de escurrimientos en el tramo de estudio se registran en la Estación Hidrométrica El Grijalva, localizada en las coordenadas geográficas 16° 57' 55" de Latitud Norte y 93° 07' 06" de Longitud Oeste la cual cuenta con registros de 16 años en el periodo comprendido de 1988 al 2003.

De acuerdo con los registros de la EH El Grijalva, el gasto medio mensual es de 372.2 m³/s, Con respecto a los gastos medios mensuales, estos oscilan entre 325 y 428 m³/s los cuales se presentan en los meses de diciembre y septiembre respectivamente. Las figuras 5.6 y 5.7 presentan dichos valores.

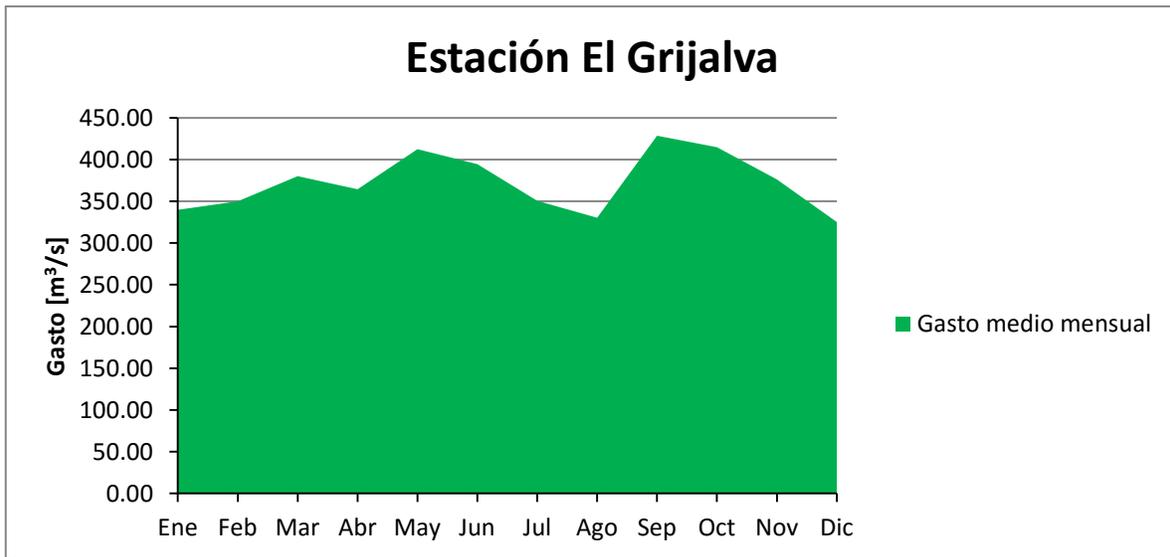


Figura 5.6. Variación de gasto medio mensual en la estación El Grijalva

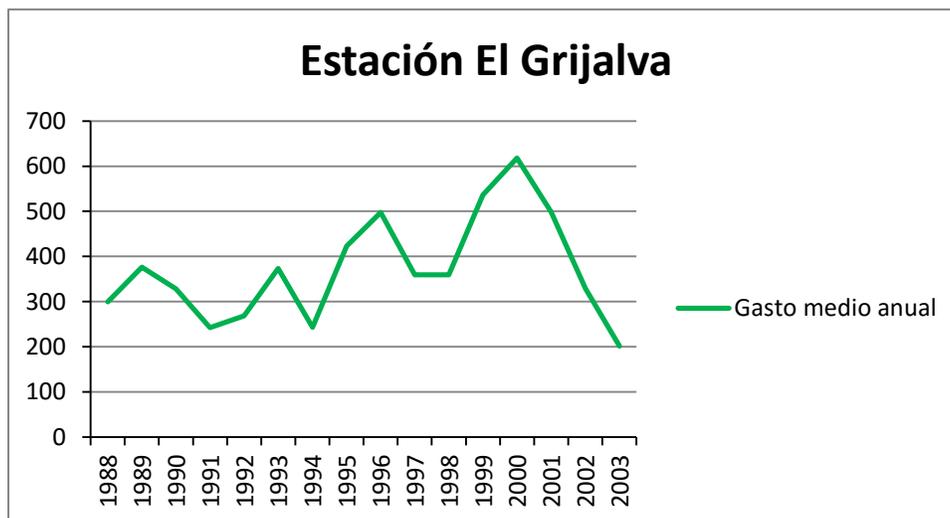


Figura 5.7. Variación del gasto medio anual en la estación El Grijalva.

Los gastos medios turbinados por la CH Chicoasén y retornados al cauce del río Grijalva, varían entre los 285.5 y 371 m³/s; este comportamiento se ha observado en los meses de agosto y mayo respectivamente; sin embargo se tienen registros de extracciones máximas de hasta 917m³/s en octubre 1999 y mínimas de 31.8 m³/s en febrero de 2004 (CFE, 2012).

5.4 REGISTROS DE SEDIMENTOS.

Los registros de sedimentos fueron proporcionados por las mediciones realizadas por la Comisión Federal de Electricidad en las mismas estaciones donde se tienen registros de escurrimiento. A continuación se presenta la concentración media mensual de sedimentos en la estación hidrométrica La Esperanza.

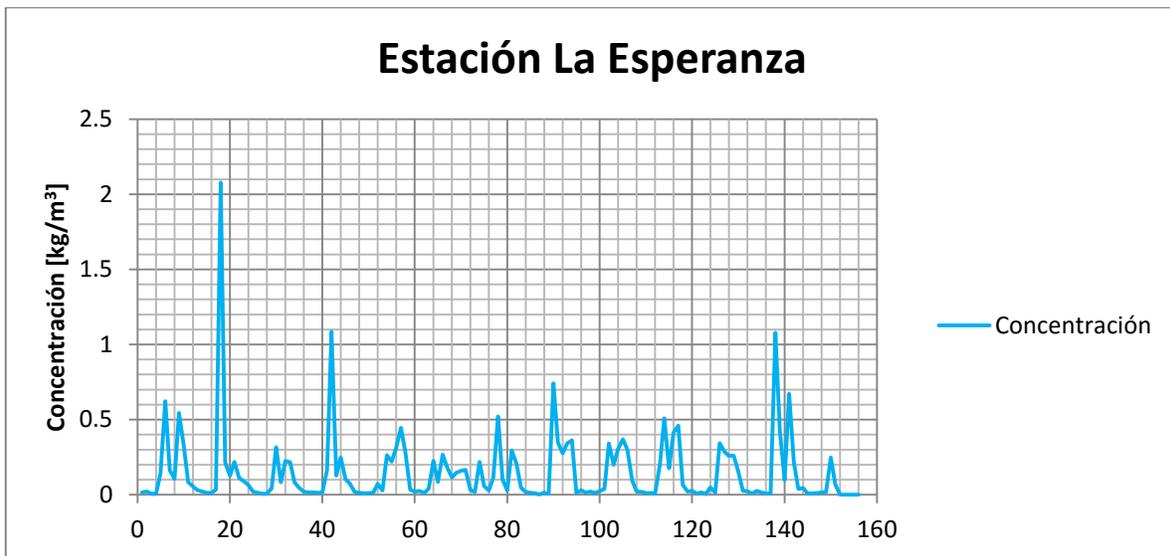


Figura 5.8. Concentración mensual media.

5.5 CARACTERÍSTICAS DEL PROYECTO.

El nuevo proyecto de la comisión Federal de Electricidad es una planta hidroeléctrica, conformada por una presa de gravedad con 22 m de altura, contará con 3 unidades tipo Kaplan para una capacidad instalada de 240 MW y una generación media anual estimada en 576 GWh. Se tiene contemplado un tiempo de construcción 3 años y medio. Los detalles técnicos generales de proyecto se obtuvieron de los reportes técnicos de CFE, 2014 y se resumen en las siguientes tablas:

Hidrología		Unidad
Área de cuenca propia	970.00	km ²
Escurrecimiento medio anual	11,300.00	x10 ⁶ m ³
Gasto medio Anual	358.32	m ³ /s
Avenida máxima registrada (06/Oct/05)	5,341.00	m ³ /s

Tabla 5.2. Características hidrológicas del proyecto.

Embalse		Unidad
Capacidad total al NAME	16.94	x10 ⁶ m ³
Capacidad muerta	11.40	x10 ⁶ m ³
Capacidad útil	1.85	x10 ⁶ m ³
Capacidad de control de avenidas	3.70	x10 ⁶ m ³
Área máxima de embalse	1.89	km ²
Nivel máximo de embalse [NAME]	208.00	m
Nivel máximo de operación [NAMO]	206.00	m
Nivel mínimo de operación [NAMINO]	205.00	m

Tabla 5.3. Características del embalse.

Cortina		Unidad
Tipo	Presa de gravedad	
Altura máxima	22.00	m
Elevación corona	210.00	m
Longitud de la corona	43.00	m
Bordo libre	2.00	m

Tabla 5.4. Características de la cortina del proyecto.

Potencia y generación		Unidad
Número de unidades (Kaplan)	3.00	Kaplan
Capacidad instalada	240.00	MW
Generación media anual	576.44	GWh

Tabla 5.5. Información de potencia y generación.

Obra de control y excedencias		Unidad
Tipo	Descarga controlada	
Elevación de la plantilla del canal	181.00	m
Elevación de la cresta vertedora	187.00	m
Avenida de diseño	7,009.00	m ³ /s
Capacidad máxima de descarga	7,050.00	m ³ /s

Tabla 5.6. Características de las obras de excedencias.

Obra de toma		Unidad
Número	3.00	
Gasto de diseño total	1,493.60	m ³ /s
Elevación de canal de acceso	168.00	m

Tabla 5.7. Características de las obras de toma.

Casa de máquinas		Unidad
Tipo	Exterior sobre el cauce	
Turbinas	Kaplan	
Carga neta de diseño	17.49	m
Factor de planta	0.27	
Gasto de diseño por unidad	497.87	m ³ /s
Potencia de diseño por turbina	81.22	MW
Carga bruta máxima (1 unidad)	21.21	m
Carga bruta mínima (3 unidades)	17.03	m
Velocidad de giro	80.00	rpm
Potencia de diseño por generador	80.00	MW
Frecuencia	60.00	Hz
Factor de potencia	0.95	

Tabla 5.8. Características de la casa de máquinas.

Desfogue		Unidad
Elevación canal de salida	183.25	m
Elevación agua (1 unidad)	184.79	m
Elevación agua (3 unidades)	187.97	m
Elevación línea del centro del distribuidor	178.99	m
Sumergencia mínima	-5.80	m

Tabla 5.9. Características del desfogue.

Obra de desvío		Unidad
Elevación ataguía aguas arriba	201.00	m
Elevación ataguía aguas abajo	193.00	m
Gasto de diseño	2,834.00	m ³ /s

Tabla 5.10. Características de las obras de desvío.

5.6 ANALISIS CON EL PAQUETE RESCON.

Cómo se ha mencionado a lo largo del trabajo, es importante que se cambie el enfoque de gestión de embalses a uno que permita aprovechar los beneficios y distribuir los costos entre varias generaciones. Como ya se sabe, la acumulación de sedimento es el principal factor de riesgo para lograr este objetivo y en el sitio de estudio, la principal fuente de sedimentos proviene del río Chicoasén, el cuál es tributario del río Grijalva. El río Grijalva por sí mismo no aporta una cantidad considerable de sedimentos ya que la mayor parte de estos queda atrapada detrás de la presa Chicoasén. A pesar de esto, la Comisión Federal de Electricidad teme por el riesgo que puede presentarse si la carga de sedimentos alcanza las obras de toma.

Tomando en cuenta esta situación, el modelo RESCON servirá para seleccionar una opción de manejo de sedimentos que permita mantener una equidad intergeneracional basada en perpetuar los beneficios de la presa y obtener la mayor cantidad de beneficios económicos de estos.

5.4.1 DATOS DE ENTRADA PARA RESCON.

Anteriormente se ha proporcionado la información necesaria para la selección de una alternativa de manejo de sedimentos en lo que se refiere a escurrimientos, carga de sedimentos y características técnicas, en la siguiente tabla se resume la información introducida al modelo junto con los parámetros económicos.

GEOMETRÍA DEL EMBALSE.

Parámetro	Unidad	Descripción	Valor
S_o	(m ³)	Capacidad original del embalse	13,600,000
S_e	(m ³)	Capacidad existente en el embalse	13,600,000
W_{bot}	(m)	Ancho de fondo representativo del embalse	80.0
SS_{res}		Pendiente representativa de las secciones del embalse	0.5
$EL_{máx}$	(m)	Elevación de la superficie del agua en el embalse	206.0
$EL_{mín}$	(m)	Elevación del fondo del embalse	185.0
EL_f	(m)	Elevación de la superficie del agua durante el flushing	188
L	(m)	Longitud del embalse en condiciones de operación normales	8,300
h	(m)	Carga disponible en el embalse	21.0

Tabla 5.11. Información sobre la geometría del embalse introducida al modelo RESCON.

CARACTERÍSTICAS DEL AGUA.

Parámetro	Unidad	Descripción	Valor
V_{in}	(m ³)	Escurrecimiento medio anual	307,000,000
Cv	(m ³)	Coefficiente de variación del escurrimiento anual	0.31
T	(°C)	Temperatura del agua representativa del embalse	13.0

Tabla 5.12. Información sobre las características del agua introducida al modelo RESCON.

CARACTERÍSTICAS DE LOS SEDIMENTOS.

Parámetro	Unidad	Descripción	Valor
r_d	(ton/m ³)	Densidad del sedimento. Valores típicos entre 0.9 - 1.35	1.20
M_{in}	(ton)	Masa promedio de sedimento anual entrante	112,135
Y	1600 650 300 180	Seleccionar: 1600 para sedimento fino de loess 650 para otros sedimentos con tamaño medio menor a 0.1 mm 300 para sedimentos con tamaño medio mayor a 0.1 mm 180 for flushing with $Q_f < 50 \text{ m}^3/\text{s}$ with any grain size.	1600
No. de Curva Brune	1 2 3	El sedimento dentro del embalse es: (1) Altamente floculado y sedimento grueso (2) Tamaño y consistencia media (3) sedimento fino, coloidal, disperso	3
Ans	3 o 1	Indica que tan difícil será remover los sedimentos (3) Si los sedimentos son mucho mayor que un (d_{50}) = 0.1mm o si el embalse no se ha vaciado por más de 10 años (1) En otro caso.	1
Tipo	1 o 2	Seleccionar según el sedimento removido por HSRS y dragado (1) Para arena y sedimento de menor tamaño (2) Para Grava.	2

Tabla 5.13. Información sobre las características de los sedimentos introducida al modelo RESCON.

PARÁMETROS ECONÓMICOS.

Parámetro	Unidad	Descripción	Valor
E	0 o 1	0 Si es una presa existente 1 Si es una nueva presa	1
c	(\$/m ³)	Costo unitario de construcción	27.87
C2	(\$)	Costo total de construcción	378990000
r	decimal	Inflación	0.06
Mr	decimal	Tasa de interés	0.03
P1	(\$/m ³)	Precio unitario del agua disponible	0.3
V	(\$)	Valor de rescate.	76,000,000
omc		Coeficiente de operación y mantenimiento.	0.01
PH	(\$/m ³)	Valor del agua descargada aguas abajo debido a HSRS.	0
PD	(\$/m ³)	Valor del agua descargada aguas abajo debido a dragado.	0
CD	(\$/m ³)	Costo unitario de dragado	8.00
CT	(\$/m ³)	Costo unitario de trucking	13.00

Tabla 5.14. Parámetros económicos introducidos al modelo RESCON.

PARÁMETROS DE BENEFICIOS POR FLUSHING.

Parámetro	Unidad	Descripción	Valor
s1	decimal	Fracción de los beneficios de derivación durante el flushing	0.9
s2	decimal	Fracción de los beneficios de almacenamiento durante el flushing	0.9

Tabla 5.15. Parámetros sobre los beneficios de flushing.

CAPITAL DE INVERSIÓN.

Parámetro	Unidad	Descripción	Valor
FI	\$	inversión requerida para implementar flushing	0
HI	\$	costo debido a la inversión de un sistema de HSRS	1,000,000
DU	Años	vida del HSRS	25

Tabla 5.16. Información sobre inversiones requeridas para manejo de sedimentos.

PARÁMETROS DE REMOCIÓN

Parámetro	Unidad	Descripción	Valor
HP	1 or 2	(1) Es una planta hidroeléctrica (2) No es una planta hidroeléctrica	1
Q_f	(m ³ /s)	Gasto de flushing representativo	10
T_f	(días)	Duración del flushing después del vaciado completo	1
N	(años)	Frecuencia del flushing (años entre cada operación)	1
D	(pies)	Diámetro de prueba de la tubería de HSRS. Entre 1 y 4 pies	4.0
NP	1, 2 o 3	Número de tuberías para HSRS	3
YA	Entre 0 y 1	Fracción máxima agua que puede usarse en las operaciones de HSRS.	0.3
CLF	(%)	Máxima pérdida de capacidad permisible en operaciones de flushing.	70
CLH	(%)	Máxima pérdida de capacidad permisible en operaciones de HSRS.	70
CLD	(%)	Máxima pérdida de capacidad permisible en operaciones de dragado.	70
CLT	(%)	Máxima pérdida de capacidad permisible en operaciones de trucking.	70
ASD	(%)	Porcentaje máximo de sedimento removido por dragado	50
AST	(%)	Porcentaje máximo de sedimento removido por trucking	50
MD	(m ³)	Cantidad máxima de sedimento removido por evento de dragado	1,000,000
MT	(m ³)	Cantidad máxima de sedimento removido por evento de trucking	500,000
Cw	(%)	Concentración en peso del sedimento removido por dragado.	30

Tabla 5.17. Información sobre los parámetros de remoción introducidos a RESCON.

5.4.2 EVALUACIÓN DE FACTIBILIDAD DE FLUSHING.

Antes de realizar la optimización económica del flushing, el modelo RESCON debe evaluar su factibilidad técnica. Como se mencionó en el capítulo 4, esta se basa en el criterio de Atkinson. Su criterio consiste en el cálculo de 6 parámetros tomando como referencia un embalse con una geometría simplificada como se observa en la Figura 5.9.

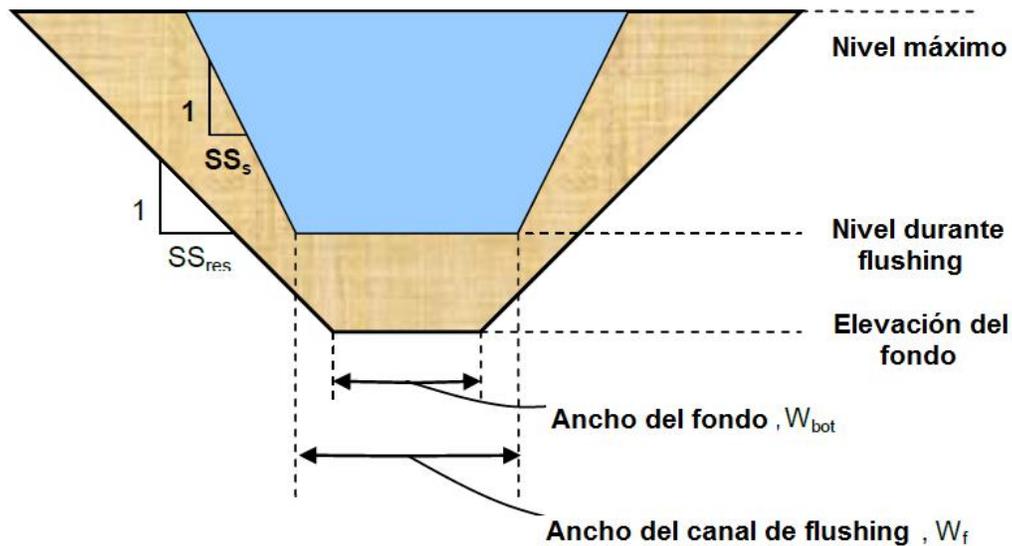


Figura 5.9. Geometría simplificada del embalse utilizada en el modelo de Atkinson.

- **RAZÓN DE BALANCE DE SEDIMENTO (SBR)**

La razón de balance de sedimentos es la razón entre los sedimentos expulsados anualmente mediante flushing M_f y los sedimentos depositados anualmente M_{dep}

$$SBR = \frac{M_f}{M_{dep}}$$

Para calcular la razón se siguen los siguientes pasos:

1. Obtener un ancho representativo del embalse con la elevación de la superficie del agua durante la operación de flushing.

$$W_{res} = W_{bot} + 2 \cdot SS_{res} \cdot (El_f - El_{min})$$

$$W_{res} = 80 + 2 \cdot 0.5 \cdot (188 - 185)$$

$$W_{res} = 83 [m]$$

2. Calculo de un ancho de flushing usando un ecuación que se ajuste a datos empíricos:

$$W_f = 12.8 \cdot Q_f^{0.5}$$

$$W_f = 12.8 \cdot 20^{0.5}$$

$$W_f = 57.24 [m]$$

3. Tomar el valor mínimo entre Wres y Wf como ancho representativo del embalse del flujo durante las operaciones de flushing, W.

$$W = 57.24 [m]$$

4. Estimar la pendiente longitudinal durante el flushing

$$S = \frac{El_{m\acute{a}x} - El_f}{L}$$

$$S = \frac{206 - 188}{8300}$$

$$S = 0.0021$$

5. Determinar el parámetro ψ para la predicción de la carga de sedimento

$\Psi = 1600$ para sedimento fino de loess

$\Psi = 650$ para $D_{50} < 0.1$ mm

$\Psi = 300$ para $D_{50} > 0.1$ mm

$\Psi = 180$ si el gasto de descarga es muy bajo (menor a $50 \text{ m}^3/\text{s}$)

Se seleccionó un $\psi = 1600$

6. Calcular la carga de sedimento durante el flushing

$$Q_s = \psi \frac{Q_f^{1.6} - S^{1.2}}{W^{0.6}}$$

$$Q_s = 1600 \frac{20^{1.6} - 0.0021^{1.2}}{57.24^{0.6}}$$

$$Q_s = 10.83 [m^3/s]$$

7. Determinar la masa expulsada anualmente

$$M_f = 86\,400 \cdot T_f \cdot Q_s$$

$$M_f = 86\,400 \cdot 1 \cdot 10.83$$

$$M_f = 935\,578 \text{ [ton]}$$

8. Predecir la eficiencia de atrape del embalse usando las curvas de Brune, la capacidad original del embalse y el escurrimiento medio anual.

$$C/I = 13\,600\,000/307\,000\,000$$

$$C/I = 0.044$$

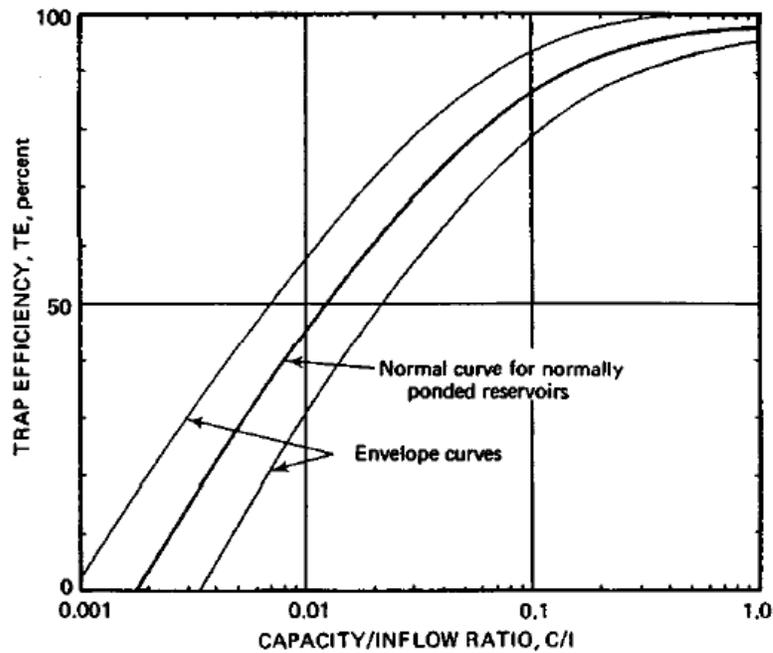


Figura 5.10. Curvas de Brune.

9. Calcular la masa que se deposita anualmente.

$$M_{dep} = M_{in} \cdot TE/100$$

$$M_{dep} = 112\,135 \cdot (64)/100$$

$$M_{dep} = 71\,795 \text{ [ton]}$$

10. Determinar SBR

$$SBR = \frac{M_f}{M_{dep}}$$

$$SBR = \frac{935\,578}{71\,795}$$

$$SBR = 13.03$$

• **RAZÓN DE CAPACIDAD A LARGO PLAZO (LTCR)**

La razón de capacidad a largo plazo se define usando una geometría simplificada de un embalse. Se asume que el embalse es prismático con secciones transversales trapezoidales. Por lo tanto, una sección transversal en el sitio de la presa es representativa de las condiciones en el embalse. En esta sección, la razón del área transversal del canal formado por el flushing entre la sección transversal original se puede determinar.

1. Determinar el ancho del canal erosionado en parte más alta

$$W_{tf} = W + 2 \cdot SS_s \cdot (El_{m\acute{a}x} - El_f)$$

$$W_{tf} = 57.24 + 2 \cdot (0.67) \cdot (206 - 188)$$

$$W_{tf} = 81.5 [m]$$

2. Determinar el ancho del embalse a esa misma elevación para la geometría simplificada supuesta

$$W_t = W_{bot} + 2 \cdot SS_{res} \cdot (El_{m\acute{a}x} - El_{min})$$

$$W_t = 80 + 2 \cdot 0.5 \cdot (206 - 185)$$

$$W_t = 80 + 2 \cdot 0.5 \cdot (206 - 185)$$

$$W_t = 101 [m]$$

3. Si $W_{tf} < W_t$ entonces la geometría del embalse no restringe el ancho del canal erosionado por lo que el área del canal erosionado, A_f , se calcula como:

$$A_f = \frac{W_{tf} + W}{2} \cdot (El_{m\acute{a}x} - El_{m\acute{i}n})$$

$$A_f = \frac{101 + 57.24}{2} \cdot (260 - 185)$$

$$A_f = 1\,248.7 \text{ [m}^2\text{]}$$

4. Sin embargo si $W_{tf} > W_t$ entonces el canal erosionado se restringe como se muestra en la figura 5.11.

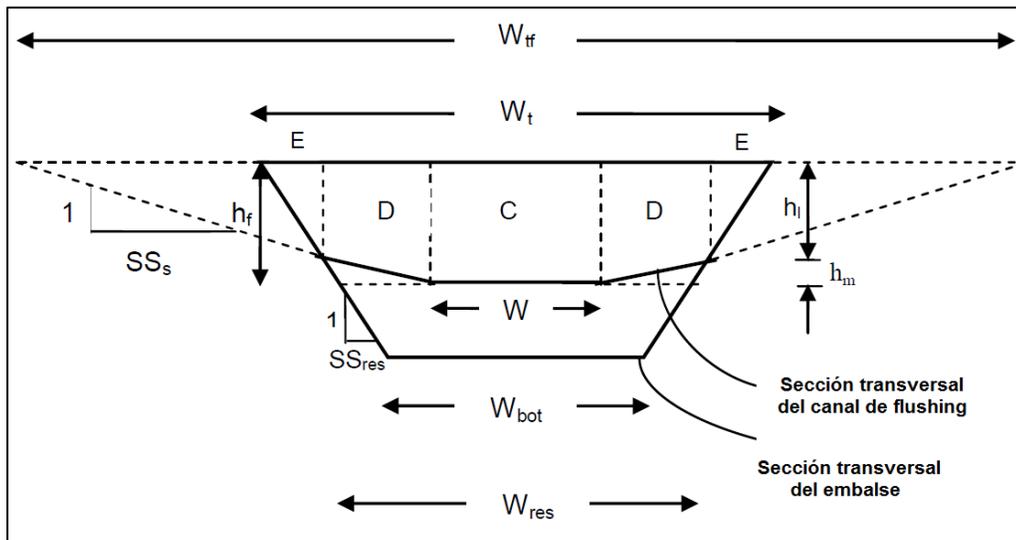


Figura 5.11. Curvas de Brune.

$$h_m = \frac{W_{res} - W}{2 \cdot (SS_s - SS_{res})}$$

$$h_l = El_{m\acute{a}x} - El_f - h_m$$

$$h_f = El_{m\acute{a}x} - El_f$$

Y A_f es la suma del área C, D y E

$$A_f = W h_f + (h_f + h_l) h_m SS_s + h_l^2 SS_{res}$$

5. Estimar la sección transversal del embalse

$$A_r = \frac{W_t + W_{bot}}{2} (El_{m\acute{a}x} - El_{m\acute{i}n})$$

$$A_r = \frac{101 + 80}{2} (206 - 185)$$

$$A_r = 1900.5 [m^2]$$

6. Determinar LTCR

$$LTCR = A_f / A_r$$

$$LTCR = 1248.7 / 1900.5$$

$$LTCR = 0.657$$

- **RAZÓN DE VACIADO (DDR).**

Esta razón queda definida por:

$$DDR = 1 - \frac{El_f - El_{m\acute{i}n}}{El_{m\acute{a}x} - El_{m\acute{i}n}}$$

$$DDR = 1 - \frac{188 - 185}{260 - 185}$$

$$DDR = 0.86$$

- **RAZÓN DE BALANCE DE SEDIMENTO CON VACIADO TOTAL (SBR_d)**

Esta razón, SBR_d se define y se calcula de la misma manera que SBR ([Sección A.4.1](#)) La única diferencia está en los pasos 1 y 4, ya que el valor de El_f, se debe cambiar por:

$$El_f = El_{m\acute{i}n}$$

De esta manera se tiene

$$W_{res} = 80 [m]$$

$$W_f = 57.24 [m]$$

$$W = 57.24 [m]$$

$$S = 0.00253$$

$$Q_s = 13.028 [m^3/s]$$

$$M_f = 1\,125\,683 [ton]$$

$$M_{dep} = 71\,795 [ton]$$

$$SBR_d = 15.68$$

- **RAZÓN DE ANCHO DE CANAL DE FLUSHING (FWR).**

La razón de ancho de flushing, FWR es:

$$FWR = \frac{W_f}{W_{bot}}$$

Dónde:

W_f se calculó en el paso 2 de la obtención de SBR
 W_{bot} es un parámetro de entrada.

$$FWR = \frac{57.24}{80} = 0.715$$

- **RAZÓN DE ANCHO DE LA SUPERFICIE (TWR).**

La razón de ancho de la superficie, TWR se calcula como:

$$TWR = \frac{W_{td}}{W_t}$$

Dónde

W_{td} es el valor del ancho del canal erosionado en la superficie si se asume un flushing completo.

W_t es el ancho de la superficie calculado en LTCR, paso 2.

W_{td} y por lo tanto TWR se calculan como sigue:

1. Determinar W_{bf} , el ancho en el fondo del canal erosionado con flushing completo. Este es el mínimo de W_{bot} y W_f como se en la obtención de SBR.

$$W_{bf} = 57.24 [m]$$

2. Calcular W_{td} con las pendientes laterales SS_s que se discutió en la obtención de LTCR.

$$W_{td} = W_{bf} + 2 SS_s (El_{máx} - El_{mín})$$

$$W_{td} = 57.24 + 2 (0.67) (206 - 185)$$

$$W_{td} = 85.5 [m]$$

3. Determinar TWR

$$TWR = \frac{85.5}{101}$$

$$TWR = 0.85$$

En la siguiente tabla se resumen los resultados de los parámetros de factibilidad de flushing y se comparan con los valores recomendados por Atkinson para un flushing exitoso.

Criterio	Requerido	Calculado
SBR	> 1	13.03
LTCR	> 0.35	0.66
Guías	Sugerido	Calculado
DDR	> 0.7	0.86
FWR	> 1	0.72
TWR	~ 1	0.85
SBRd	> 1	15.68

Tabla 5.18. Características de los aportes de la cuenca del proyecto Chicoasén II.

Estos parámetros también son calculados mediante el programa RESCON e indican el grado de factibilidad del flushing. Los valores presentados en la tabla 5.18 tienen la siguiente interpretación.

- **Razón de balance de sedimento, SBR.**

Se observa que el valor calculado mediante el criterio de Atkinson es mucho mayor que el valor recomendado, lo que basta para que el modelo RESCON considere al flushing como una opción técnicamente factible. Para las condiciones en que se está realizando el flushing se estima que la capacidad de expulsión de sedimentos es aproximadamente 13 veces mayor que la tasa de deposición.

- **Razón de capacidad a largo plazo, LTCR.**

La magnitud de este parámetro también apoya la factibilidad técnica del flushing. Se estima que el área del canal de flushing (la cuál será el área libre de sedimentos dentro del embalse) es un 66% del área de la sección transversal del embalse. Ya que el modelo considera una geometría simplificada en forma de un prisma trapezoidal también se supone que la capacidad a largo plazo será un 66% de la capacidad original.

- **Razón de vaciado, DDR.**

Se ha observado que un flushing tendiendo a un vaciado total es más efectivo en términos de una mayor capacidad de transporte de sedimentos. El criterio de Atkinson sugiere un vaciado mínimo de un 70% durante las operaciones de flushing para que este sea exitoso. Con base en la elevación de la descarga propuesta se obtiene un vaciado de un 86% lo que satisface este criterio.

- **Razón de ancho de canal de flushing, FWR.**

Se prefiere que la geometría del canal generado con el flushing sea lo más parecida a la de la sección transversal de la presa para una mayor capacidad libre de sedimentos. Con base en las condiciones especificadas, el ancho en el fondo del canal de flushing es tan solo un 72% del ancho del fondo del embalse lo que no satisface el valor recomendado por Atkinson. Para lograr un mayor ancho en el fondo del canal del flushing se puede modificar el gasto descargado aguas abajo.

- **Razón de ancho de superficie, TWR.**

Este parámetro también se relaciona con la geometría del canal de flushing, como se observa el valor es cercano a 1, lo que quiere decir que el ancho del canal de flushing en su parte más alta es parecido al ancho en la parte más alta del embalse.

- **Razón de balance de sedimento con vaciado total, SBRd.**

Este parámetro indica que en caso de realizarse con un vaciado total del embalse, la capacidad de expulsión de sedimentos es alrededor de 15 veces mayor que la tasa de deposición. Suponiendo que este es el valor máximo de expulsión de sedimento que se puede lograr, la capacidad de flushing con la que se cuenta es de un 83% de la capacidad máxima.

5.6.3 RESULTADOS DEL MODELO RESCON.

Una vez que se realiza la optimización económica se obtiene el ordenamiento de las alternativas de manejo de sedimentos basado en su valor presente neto acumulado. La tabla 5.19 muestra dicho ranking.

ESTRATEGIAS	TÉCNICA	VALOR PRESENTE NETO ACUMULADO [USD]
1. Sustentable	Flushing	17478547.85
2. Sustentable	Dragado	16445537.03
3. Derivación con Remoción Parcial	HSRS	8476644.61
4. Desmantelamiento con Remoción Parcial	HSRS	8476341.16
5. Sustentable	Trucking	6004075.75
6. Derivación sin Remoción	N/A	5934734.89
7. No remoción	N/A	5931956.99
8. Sustentable	HSRS	La remoción total no es técnicamente factible

Tabla 5.19. Ranking de opciones de manejo de sedimentos.

En la tabla se observa que la opción con mayor valor presente neto acumulado es el flushing, por lo que se concluye que es la técnica de remoción preferida para el proyecto. Hay que notar que es una técnica que produce un resultado sustentable lo que indica que se puede preservar el embalse indefinidamente.

Hay que notar también que la opción de dragado tiene un valor presente neto similar al del flushing, sin embargo, todavía queda pendiente la localización de un sitio para la disposición de los sedimentos así como calcular los costos asociados a este proceso lo que podría afectar en gran medida la preferencia de su utilización.

También es pertinente recalcar que en algunos casos las opciones no sustentables (aquellas en la que la presa se azolvó completamente) pueden ser preferibles a tomar acciones en contra de la sedimentación. Esta preferencia tiene una justificación económica y está influenciada en gran medida por el costo de desmantelamiento de la presa.

Los detalles del plan de remoción de sedimentos mediante flushing se presentan a continuación.

PLAN DE REMOCIÓN				
Estrategia	Técnica	Fase	Frecuencia [años]	Sedimento Removido [m ³]
Sustentable	Flushing	Fase 1	11	845,374
		Fase 2	7	505,520
Sustentable	Dragado	Fase 1	2	N/A
		Fase 2	1	72,217
Sustentable	Trucking	Fase 1	86	N/A
		Fase 2	43	3,105,337
Derivación con remoción parcial	HSRS	Ciclo anual	1	12,212
Desmantelamiento con remoción parcial	HSRS	Ciclo anual	1	12,212

Tabla 5.20. Plan de remoción de las estrategias de manejo de sedimentos.

En la siguiente tabla se presentan las capacidades a largo plazo para las opciones sustentables después de la optimización económica.

CAPACIDAD A LARGO PLAZO		
Solución sustentable	Capacidad a largo plazo [m ³]	Tiempo para alcanzar capacidad a largo plazo [años]
Flushing	8,935,565	2640
Dragado	13,455,566	2
Trucking	10,422,446	86

Tabla 5.21. Capacidad a largo plazo para las estrategias con sustentables.

En esta tabla se observa que aunque el flushing fue la opción con mayor valor presente neto, esto no implica que sea la opción que produce una mayor capacidad a largo plazo. Así como la capacidad a largo plazo es distinta para cada opción, también lo es el tiempo en que se tarda alcanzar esta capacidad.

La información del tiempo de vida de la presa en el caso de las soluciones no sustentables se presenta a continuación junto con la aportación anual para su fondo de retiro correspondiente.

DERIVACIÓN	
Años para practicar remoción parcial con HSRS	1
Años para operar como derivadora con remoción parcial con HSRS	227
Años para operar como derivadora sin remoción de sedimentos	189

Tabla 5.22. Resultados de la estrategia no sustentable de operar como presa derivadora.

(DESMANTELAMIENTO)		
Años para practicar remoción parcial con HSRS	1	año
Años para desmantelamiento con remoción parcial con HSRS	226	años
Capacidad al momento de desmantelamiento con remoción parcial	23,179	m ³
Años para desmantelamiento sin remoción de sedimentos	188	años
Capacidad restante al momento del desmantelamiento sin remoción de sedimentos	26,640	m ³

Tabla 5.23. Resultados de la estrategia no sustentable de desmantelamiento.

APORTACIÓN AL FONDO DE RETIRO ANUAL		
Fondo de retiro anual para desmantelamiento	8,835	USD
Fondo de retiro anual para remoción parcial con HSRS	2,866	USD

Tabla 5.24. Aportación al fondo de retiro para el caso de desmantelamiento.

5.6.4 SENSIBILIDAD A LOS PARÁMETROS ECONÓMICOS.

Los cambios en los parámetros económicos pueden alterar no solo el orden de las estrategias, sino también la cantidad de sedimento removido y la magnitud de variables como tiempo de desmantelamiento y las contribuciones al fondo de retiro. En el análisis se variaron los siguientes parámetros:0

Parámetro	Valor inicial	Variación 1	Variación 2
P1	0.3	0.35	0.25
r	0.06	0.04	0.08
Mr	0.03	0.01	
Tf	1	3	5
s2	0.9	0.5	0.1

Tabla 5.25.

P1: PRECIO DEL AGUA DEL EMBALSE.

Cuando se varió P1 de 0.3 USD/m³ a 0.35 USD/m³, el VPN para todos los gastos de flushing probados se incrementa en aproximadamente 76 millones USD, y cuando se varió el precio de 0.3

USD/m³ a 0.25 USD/m³ todos los VPN presentaron un reducción de 76 millones de USD de tal manera que vuelven al proyecto no factible económicamente hablando. Se concluye que los precios altos en el agua generan incentivos para mantener mayor capacidad de almacenamiento.

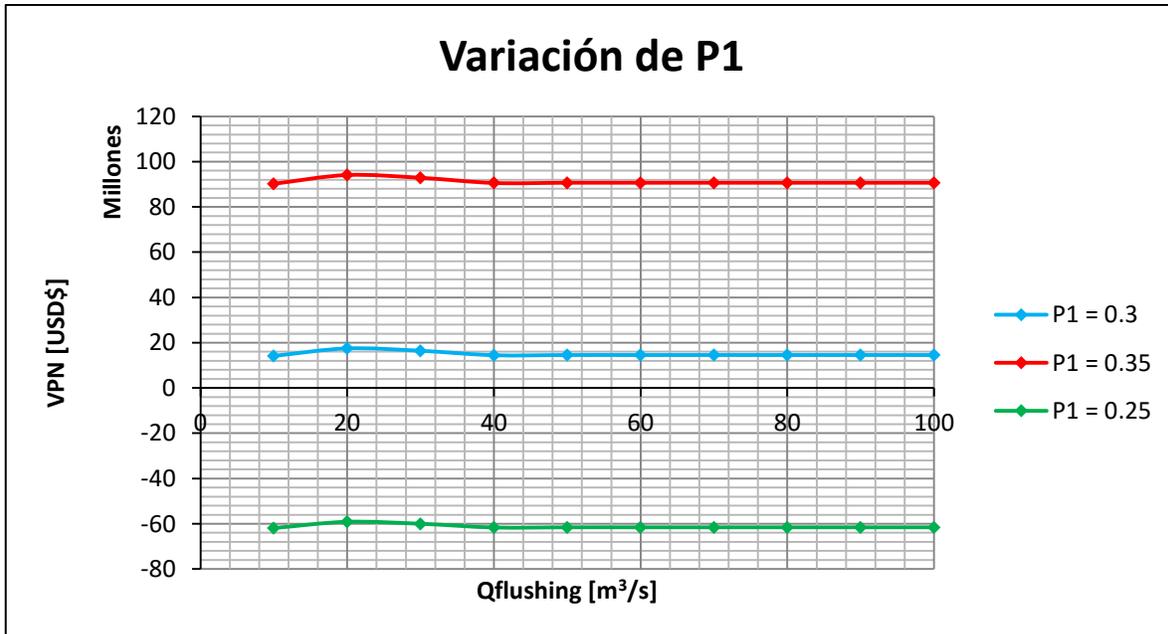


Figura 5.12. Variación del VPN con cambios en el precio del agua.

- **R: Inflación.**

La tasa de inflación determina el peso de los beneficios y costos futuros en el presente. Cuando la tasa de inflación se disminuye de 6% a 4%, el VPN para todos los gastos de flushing probados incrementa casi 13 veces. Cuando la tasa de inflación se aumenta de un 6% a un 8% el VPN para los distintos gastos experimenta una reducción de aproximadamente 98 millones de USD, lo que vuelve al proyecto no factible económicamente. También se observa que el gasto económicamente óptimo es el mismo para la variación de la inflación y del precio del agua. De esta manera la disminución en la tasa de inflación también motiva a mantener una mayor capacidad de almacenamiento. En el caso de flushing, los cambios en los parámetros económicos no afectan la capacidad a largo plazo ya que este queda determinado por características ingenieriles más que por la optimización económica.

- **Mr: tasa de interés.**

Al variar la tasa de interés se observa una variación en el gasto económicamente óptimo, sin embargo, la principal variación observada es el cambio en la aportación anual al fondo de retiro para el caso de las soluciones no sustentables. Así, la contribución anual al fondo de retiro es altamente sensible a la tasa de interés del mercado. También se debe esperar que las contribuciones al fondo disminuyan con un cambio en los parámetros que incrementen la longevidad de la presa.

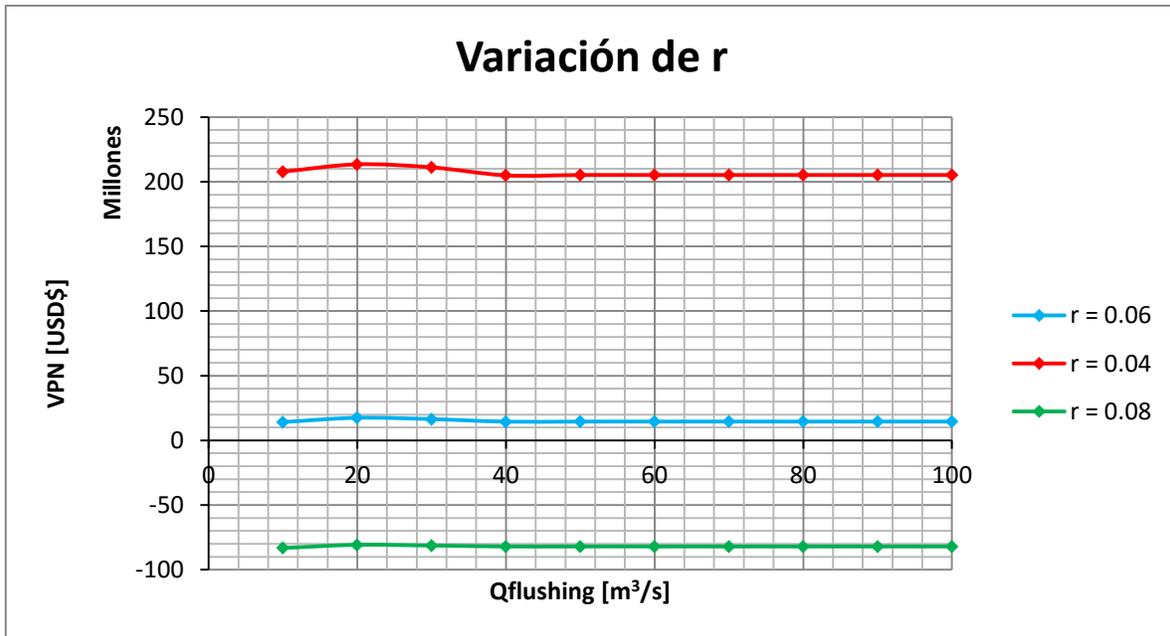


Figura 5.13. Variación del VPN con cambios en la inflación.

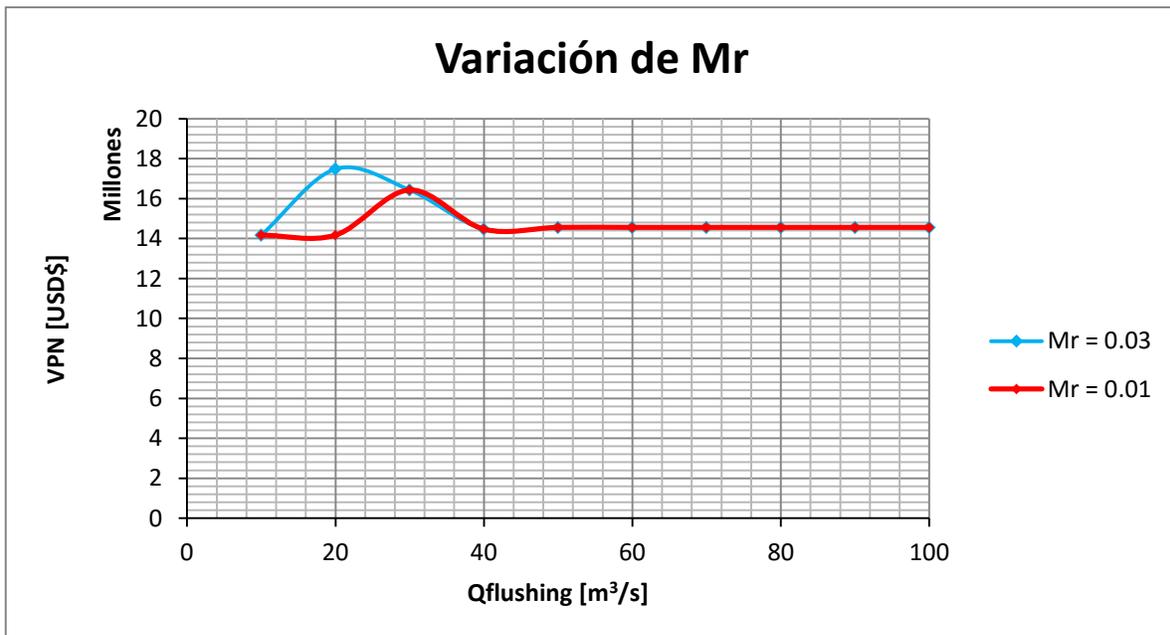


Figura 5.14. Variación del VPN con cambios en la tasa de interés.

Aportación para desmantelamiento		
Mr	Sin remoción parcial [USD]	Con remoción parcial [USD]
0.05	395	62
0.03	8 835	2 866
0.01	138 368	89 664

Tabla 5.26. Variación de las aportaciones al fondo de retiro para distintas tasas de interés.

- **S2: Fracción de los beneficios durante el flushing.**

Cuando se reduce la fracción de beneficios se reduce el VPN para los distintos gastos de flushing utilizados, además de que se presentan una variación en el gasto económicamente óptimo de cada variación.

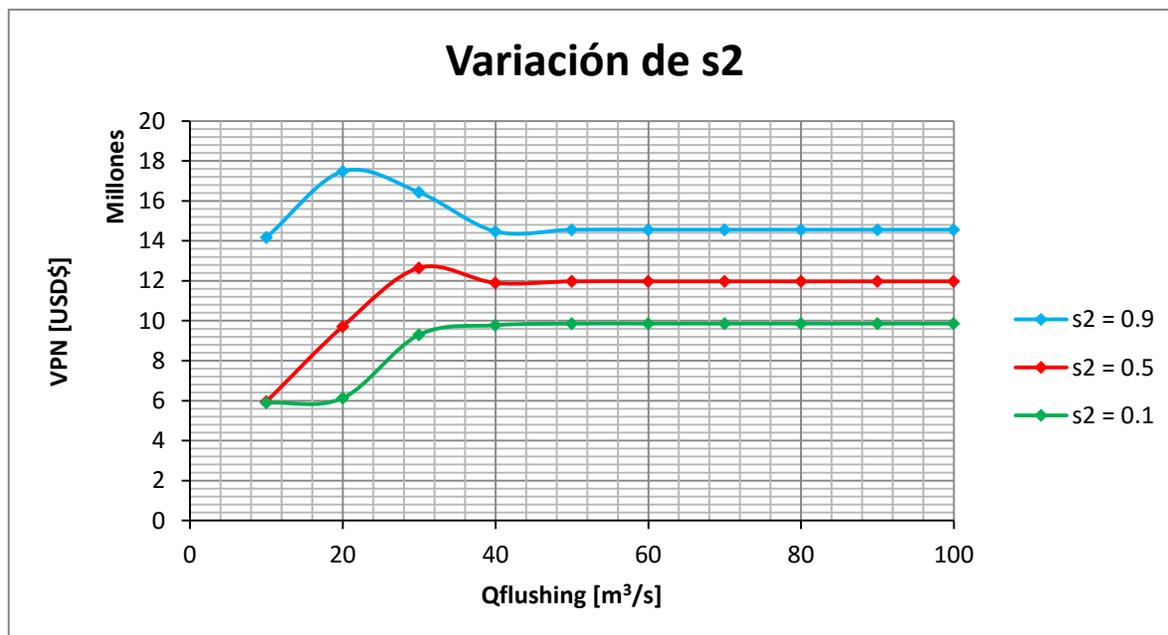


Figura 5.16. Variación del VPN con cambios en los beneficios durante flushing.

- **Tf: Duración de flushing.**

Se observa que al variar el tiempo de flushing hay variaciones en los VPN pero solo hasta llegar a un gato máximo, después del cual el VPN permanece constante sin importar la magnitud del gasto de flushing o la duración de este. Además de que la variación de este parámetro repercute en gran medida en la cantidad de tiempo que se requiere para llegar a la capacidad de largo plazo.

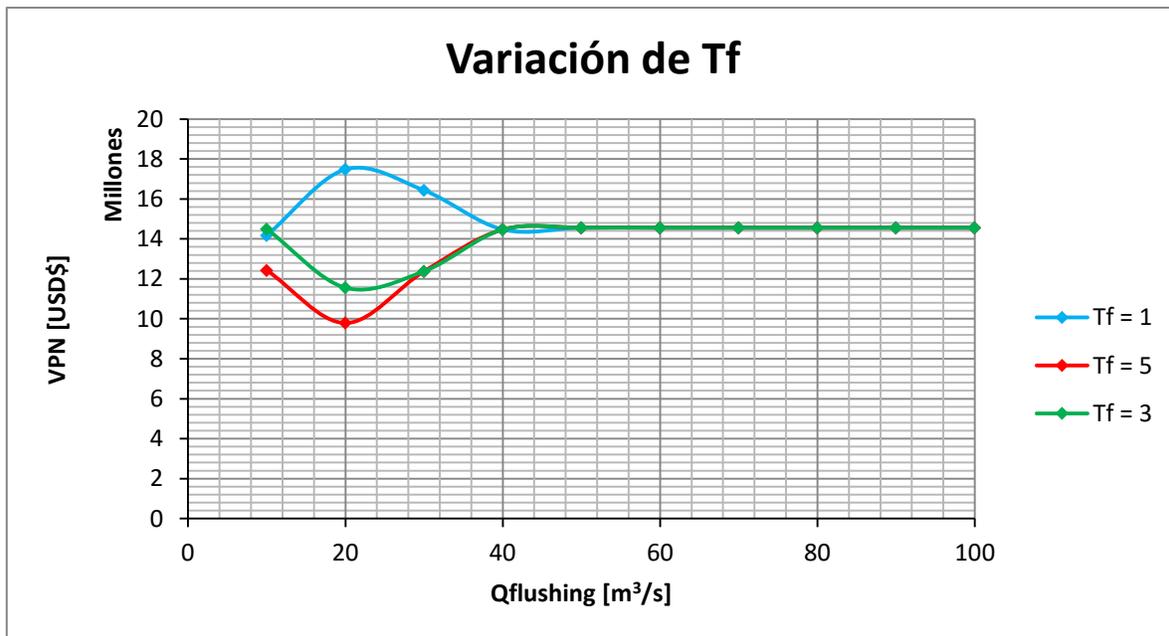


Figura 5.17. Variación del VPN con cambios Iso beneficios durante flushing.

5.7 CREACIÓN DEL MODELO HIDRODINÁMICO.

En los puntos anteriores se determinó que la opción que produce los mayores beneficios económicos a largo plazo es la ejecución de un flushing de vaciado total.

Con objeto de tener una mayor comprensión del comportamiento del sedimento durante las operaciones de flushing, se ha realizado una serie de modelaciones hidrodinámicas con el uso del software TELEMAC 2D; en estas simulaciones se ha analizado el comportamiento de los sedimentos en condiciones previas y posteriores a la construcción del proyecto Chicoasén II, así como las variaciones que se presentan cuando la presa Chicoasén se encuentra operando.

Para la ejecución de las simulaciones se utilizó como base un modelo digital de elevaciones con una resolución de 15 m obtenido del continuo de elevaciones mexicano del INEGI, este se manipuló mediante el software BlueKenue de manera que se obtuvo una malla de cálculo que se extiende desde el desfogue de la presa Chicoasén hasta el sitio donde se planea la construcción de la presa Chicoasén II. El tramo modelado tiene una longitud aproximada de 10 km y el tamaño de la malla se fijó en 8 metros por elemento, de manera que se pueda tener un número significativo de elementos en lo ancho del canal. Se determinó un total de 3 fronteras líquidas en el dominio de la malla; 2 fronteras aguas arriba, la primera correspondiente al tramo del río Grijalva inmediatamente después del desfogue de la presa Chicoasén y la segunda correspondiente a la confluencia entre el río Chicoasén y el río Grijalva. La última frontera se ubicó en el sitio del proyecto Chicoasén II. En la figura 5.18, se observa la configuración final de la malla de cálculo que tienen los elementos.

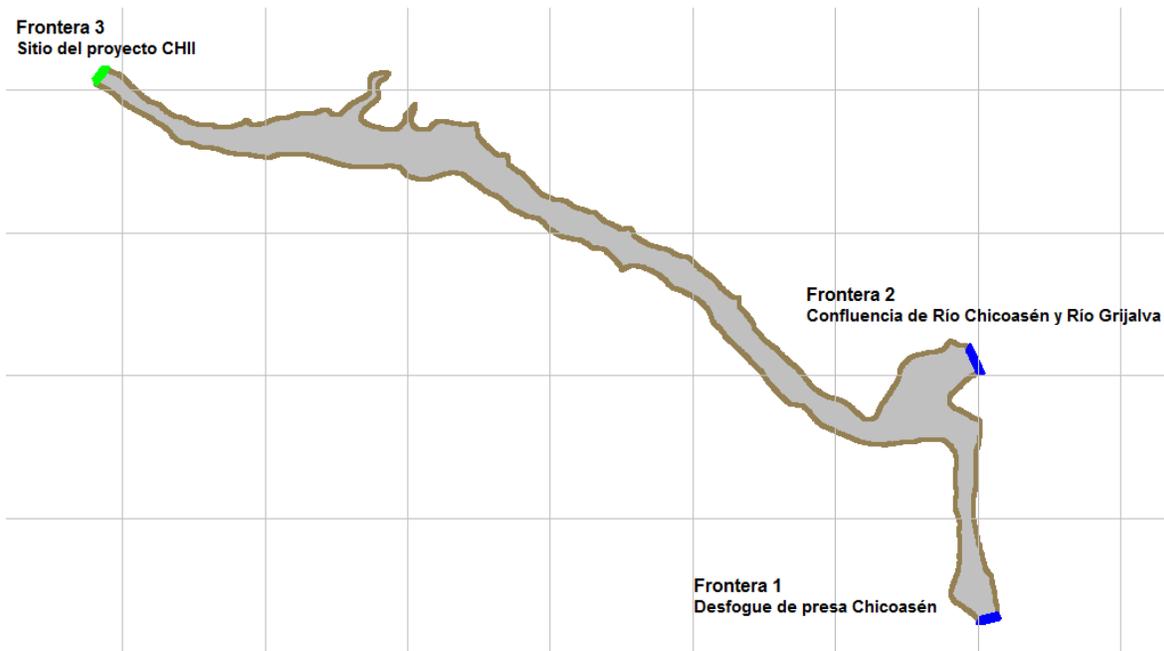


Figura 5.18. Configuración de la malla de cálculo para las modelaciones hidrodinámicas.

Bajo esta configuración se realizaron un total de 5 modelaciones; 4 de sedimento de lavado y 1 de sedimento de fondo. Las características de las modelaciones se resumen en la Tabla 5.27.

Modelación	Presa CH II	Datos iniciales	Condiciones en:		
			Frontera 1	Frontera 2	Frontera 3
1	No	No hay flujo en el dominio	0 Turbinas	Hidrograma y Sedimentograma	Tirante normal
2	No	Flujo establecido con 8 turbinas	8 Turbinas	Hidrograma y Sedimentograma	Tirante normal
3	Sí	Elevación al NAMO	0 Turbinas	Hidrograma y Sedimentograma	Curva elevación descarga
4	Sí	Elevación al NAMO	8 Turbinas	Hidrograma y Sedimentograma	Curva elevación descarga
5	Sí	Elevación al NAMO	0 Turbinas	Hidrograma y Sedimento en Equilibrio	Curva elevación descarga

Tabla 5.27. Resumen de características de las modelaciones.

Es importante mencionar que en la Frontera 1 la condición de 8 Turbinas y 0 Turbinas representan el gasto máximo y mínimo que se puede presentar en el sistema. En la Tabla 5.26 se muestran los gastos descargados para las posibles unidades operando en la presa Chicoasén. En ninguna

modelación se consideró que esta frontera aporta una carga significativa de sedimentos al sitio de estudio ya que la presa Chicoasén funciona como una barrera que impide el transporte de estos mismos.

Unidades CH Chicoasén	Q [m ³ /s]
8	1493.6
7	1306.9
6	1202.2
5	933.5
4	746.8
3	560.1
2	373.4
1	186.7
0	0

Tabla 5.28. Gastos turbinados para distintas unidades en operación en la presa Chicoasén.

La forma del hidrograma utilizado en la Frontera 2 corresponde a un hidrograma triangular obtenido por Palacios (2013). En su análisis procesó los datos diarios de varias estaciones climatológicas para alimentar un modelo lluvia-escorrentamiento y obtener el hidrograma de la cuenca. En las presentes modelaciones se utilizó un gasto pico de 87.9 m³/s el cual corresponde a un gasto con periodo de retorno de 1 año, por lo que los resultados de las modelaciones reflejan el comportamiento de los sedimentos en condiciones ordinarias.

La forma del sedimentograma utilizado en la Frontera 2 es igual a la del hidrograma triangular, esto bajo la premisa de que un gasto mayor produce un mayor aporte de sedimentos. Para el caso de la modelación 5 (sedimento de fondo) se utilizó una carga de sedimentos que mantiene en equilibrio el fondo del cauce en la zona adyacente a la frontera, además de que sólo se modeló el caso en que la presa de Chicoasén II se encuentra construida ya que, por observaciones en sitio, se sabe que en ausencia de presa el fondo del cauce en el tramo de estudio se encuentra acorazado y no hay transporte significativo de fondo.

En la Figura 5.19 se muestra el hidrograma y sedimentograma utilizados en las modelaciones.

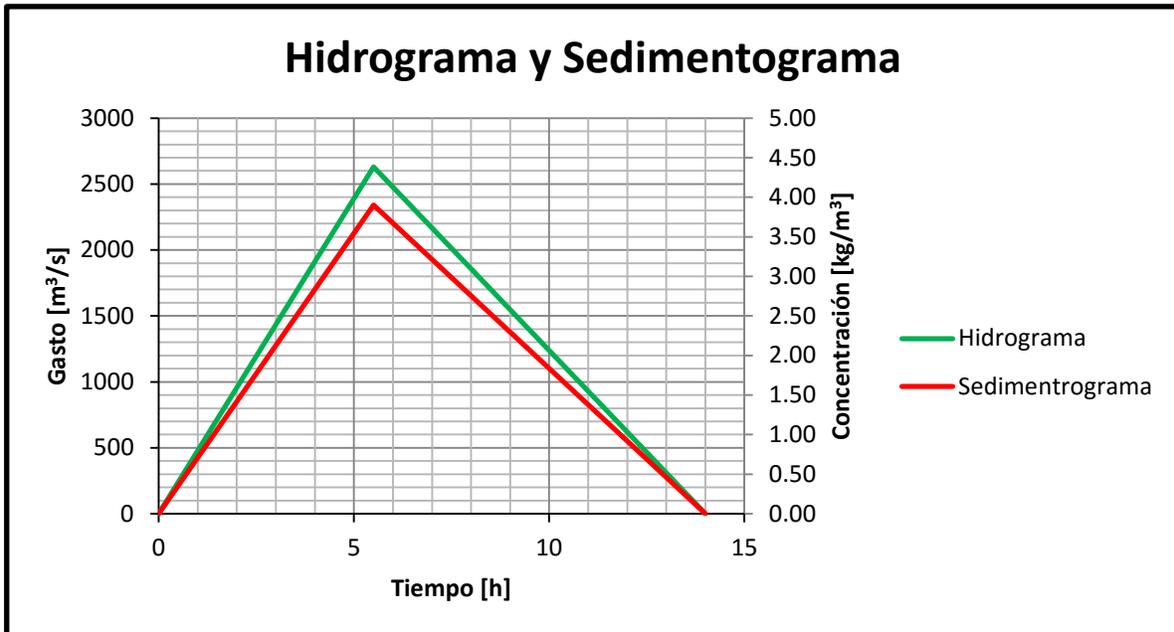


Figura 5.19. Hidrograma y Sedimentograma en la Frontera 2.

MODELACIÓN 1. SIN PRESA CHICOASÉN II Y CHICOASÉN NO OPERANDO.

En esta modelación se transitó la avenida asociada a un periodo de retorno de 1 año, junto con su carga de sedimento de lavado correspondiente, tomando en cuenta que no se ha construido la presa Chicoasén II y la presa Chicoasén no se encuentra descargando. Además de representar la condición actual, la importancia de esta simulación radica en que el comportamiento del flujo en esta simulación es similar a la de un flushing de vaciado total en la que se deja pasar la avenida entrante por las compuertas de fondo.

Los resultados de la simulación se presentan en forma de un mapa de concentraciones en distintos instantes clave.

1. Al inicio del hidrograma, $t = 0$ h.
2. En el pico del hidrograma, $t = 5.5$ h.
3. Al final del hidrograma, $t = 14$ h.
4. Concentración en $t = 20$ h.

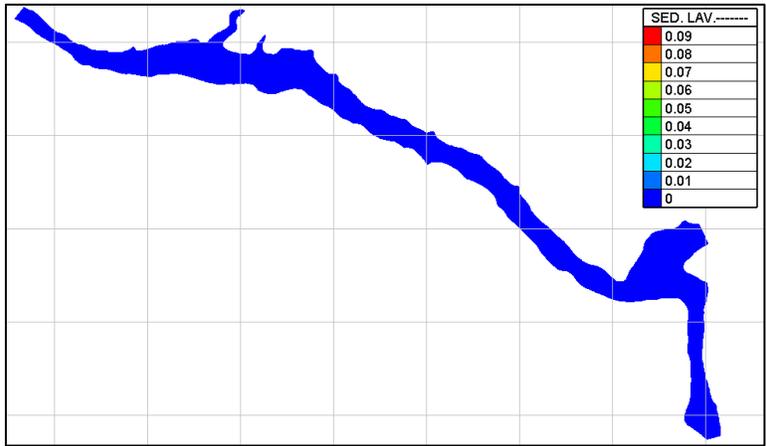


Figura 5.20. Modelación 1, t = 0 h.

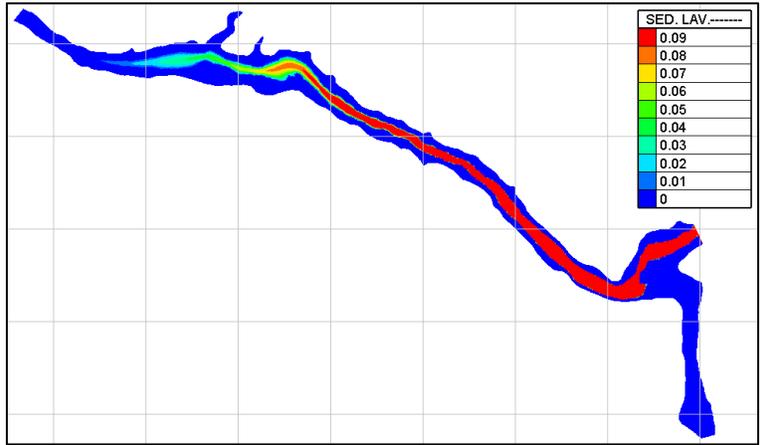


Figura 5.21. Modelación 1, t = 5.5 h.

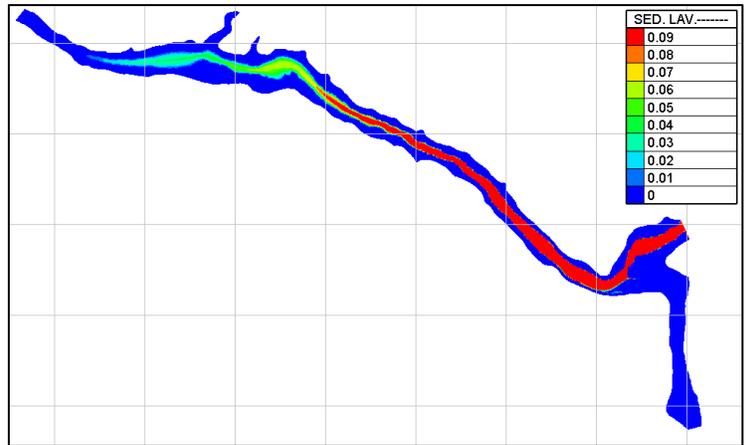


Figura 5.22. Modelación 1, t = 14 h.

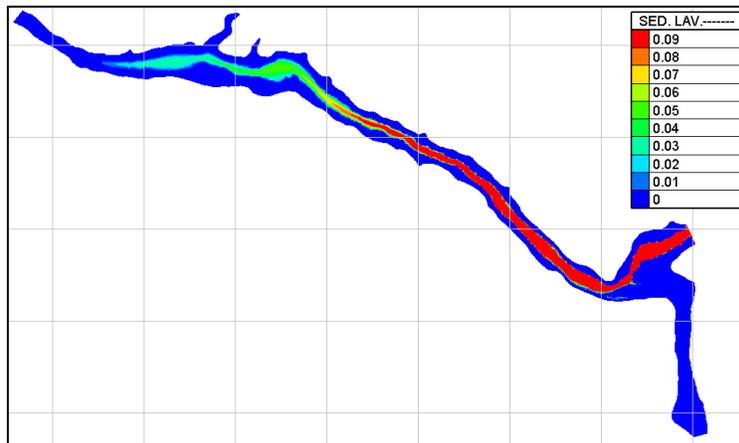


Figura 5.23. Modelación1, t = 20 h.

Se observa que de realizarse un vaciado total en el embalse, la avenida por sí misma logra que los sedimentos empiecen a salir del tramo embalsado, sin embargo no cuenta con el impulso suficiente para la expulsión total de estos. Se observa que de cerrar las compuertas de fondo en la presa Chicoasén II y empezar el llenado del embalse después de que la avenida ha sido completamente transitada, todavía quedan concentraciones importantes en más de la mitad de la extensión del embalse.

MODELACIÓN 2. SIN PRESA CHICOASÉN II Y CHICOASÉN OPERANDO.

La presa Chicoasén se encuentra operando a su capacidad máxima (8 Turbinas). Esta simulación tiene la intención de reproducir las condiciones de un flushing de vaciado total en el que la presa Chicoasén ayuda a aumentar la capacidad de desalojo de sedimentos en el embalse de Chicoasén II.

Los resultados de la simulación se presentan en los siguientes instantes:

1. Al inicio del hidrograma, t = 0 h.
2. En el pico del hidrograma, t = 5.5 h.
3. Al final del hidrograma, t = 14 h.
4. Concentración en t = 20 h.

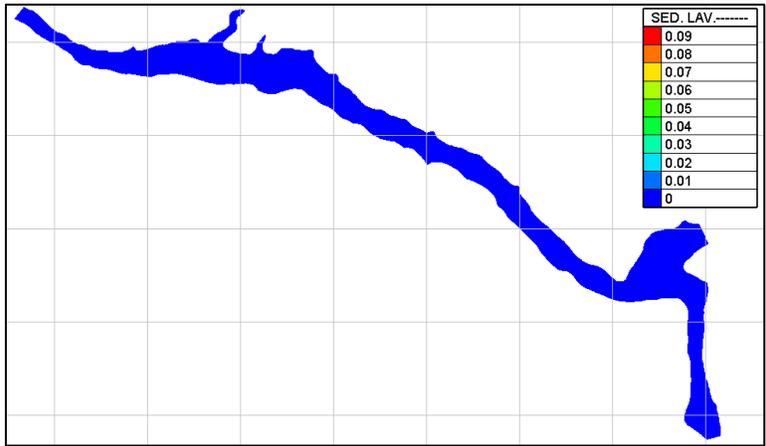


Figura 5.24. Modelación 2, $t = 0$ h.

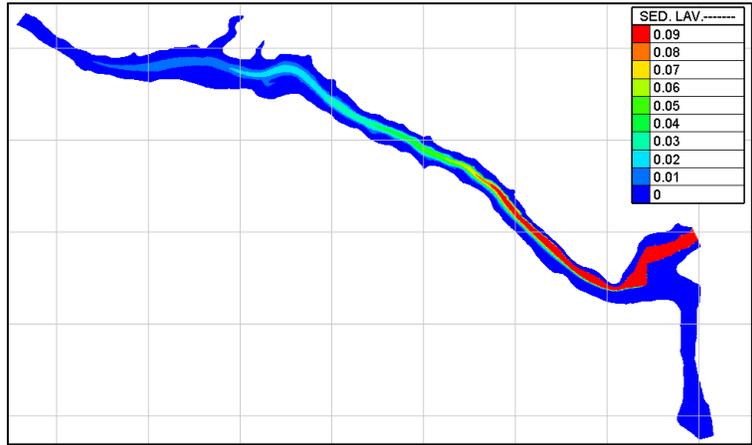


Figura 5.25. Modelación 2, $t = 5.5$ h.

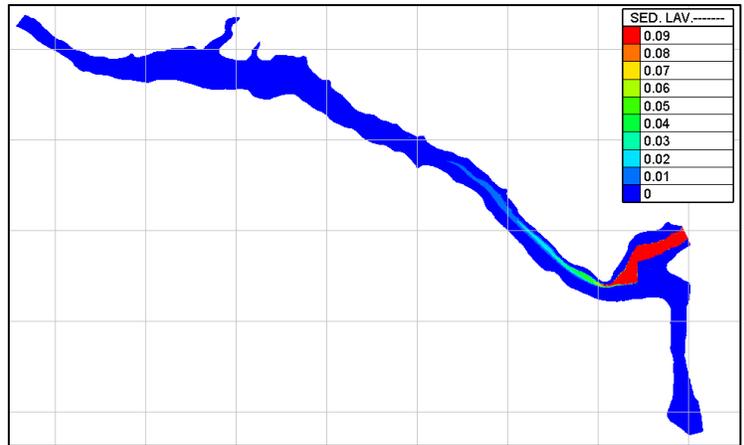


Figura 5.26. Modelación 2, $t = 14$ h.

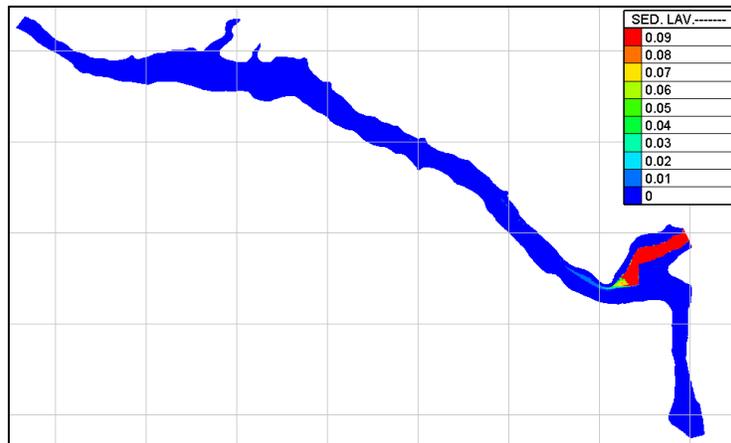


Figura 5.27. Modelación 2, t = 20 h.

Los resultados muestran que la influencia de los flujos descargados por la presa Chicoasén en la expulsión de los sedimentos es bastante significativa, ya que después de haber transitado totalmente la avenida, prácticamente no quedan sedimentos remanentes en el tramo embalsado, a excepción del tramo correspondiente al río Chicoasén en el que se tiene una recirculación de los sedimentos justo aguas arriba de la confluencia con el río Grijalva. Por lo tanto se recomienda poner en marcha las turbinas de la presa Chicoasén para un desalojo de sedimentos más eficaz.

MODELACIÓN 3. CON PRESA CHICOASÉN II Y CHICOASÉN NO OPERANDO.

En este caso se transita la avenida suponiendo que la presa Chicoasén II ya ha sido construida, el embalse se mantiene en el NAMO durante el tránsito y no hay descargas provenientes de la presa Chicoasén. Como se indicó anteriormente, los patrones de deposición de los sedimentos son sensibles al nivel de operación del embalse y las condiciones en esta modelación provocan una capacidad de transporte de sedimentos muy baja y, por lo tanto, un alto grado de deposición para condiciones ordinarias. A diferencia de los casos anteriores, la carga de sedimentos que llegue a la cortina será expulsada sobre la cresta vertedora en lugar de las compuertas de fondo.

El mapa de concentraciones se presenta en los siguientes instantes:

- Al inicio de la tormenta, t = 0 h.
- En el pico del hidrograma, t = 5.5 h.
- Al finalizar el hidrograma de la tormenta, t = 14 h.
- Concentración en t = 20 h.

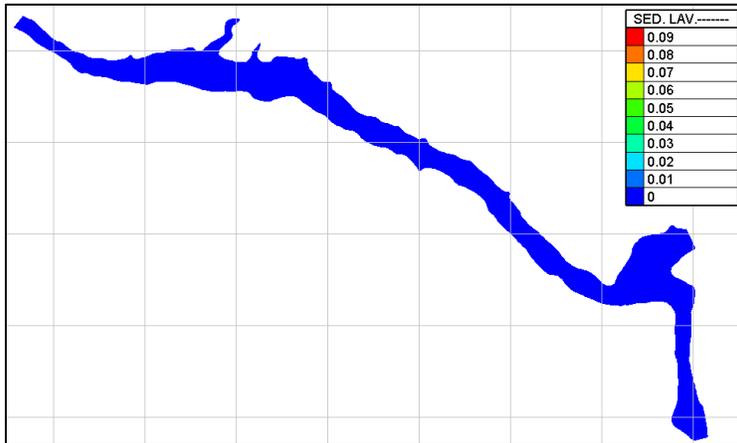


Figura 5.28. Modelación 3, $t = 0$ h.

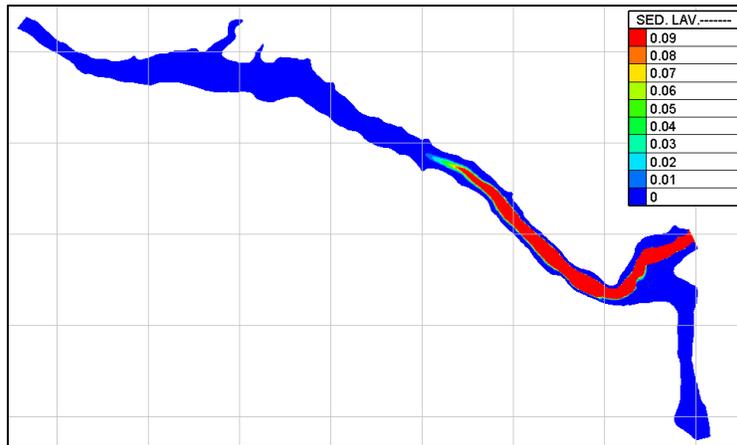


Figura 5.29. Modelación 3, $t = 5.5$ h.

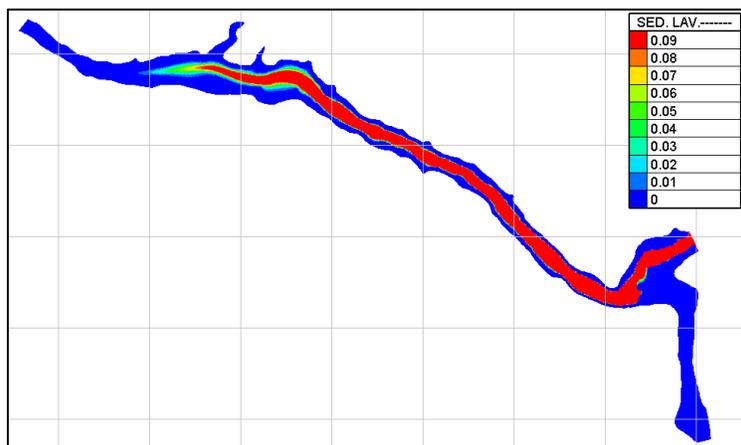


Figura 5.30. Modelación 3, $t = 14$ h.

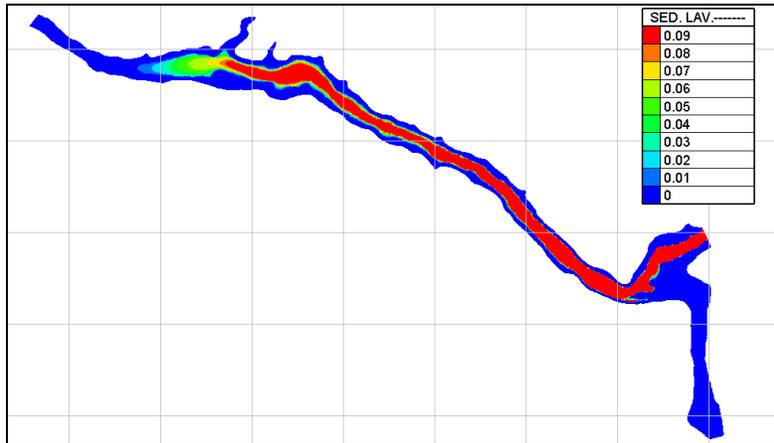


Figura 5.31. Modelación 3, t = 20 h.

Lo que principalmente se observa en esta modelación es que se necesita mucho más tiempo transitar la avenida bajo estas condiciones (se necesita aproximadamente el doble de tiempo que en la modelación 1 para expulsar totalmente la avenida), lo que se traduce en un menor capacidad de expulsión de sedimentos y en un mayor tiempo de residencia.

MODELACIÓN 4. CON CHICOASÉN II Y CHICOASÉN OPERANDO.

Las condiciones de este caso son similares a las de la modelación 3 con la diferencia de que todas las unidades de la presa Chicoasén se encuentran operando de manera que se puede ver el impacto que tienen estas descargas en el embalse de Chicoasén II.

El mapa de concentraciones se presenta en los siguientes instantes:

- Al inicio de la tormenta, t = 0 h.
- En el pico del hidrograma, t = 5.5 h.
- Al finalizar el hidrograma de la tormenta, t = 14 h.
- Concentración en t = 20 h.

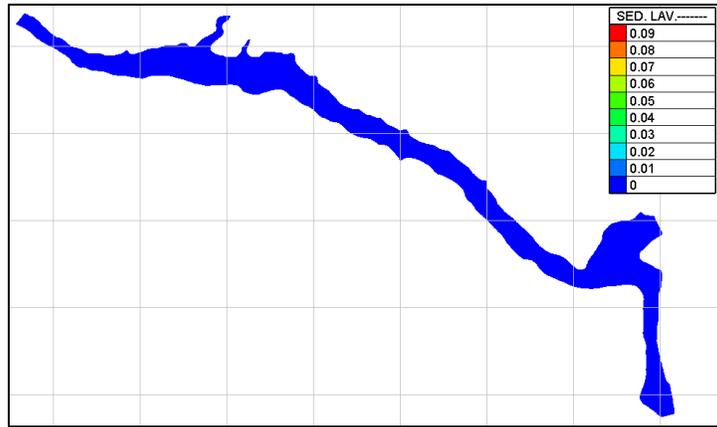


Figura 5.32. Modelación 4, t = 0 h.

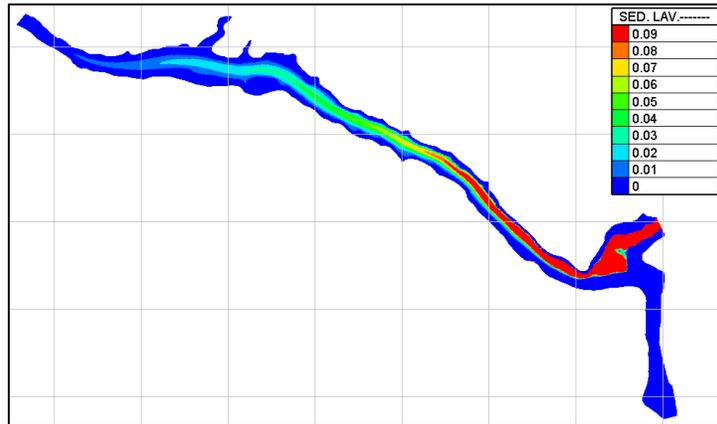


Figura 5.33. Modelación 4, t = 5.5 h.

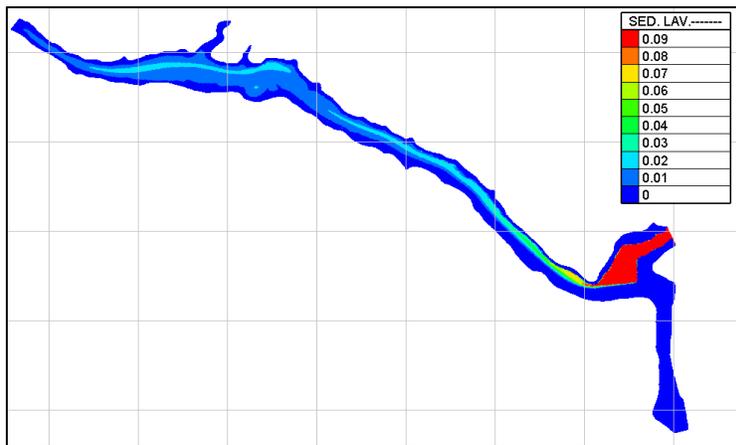


Figura 5.34. Modelación 4, t = 14 h.

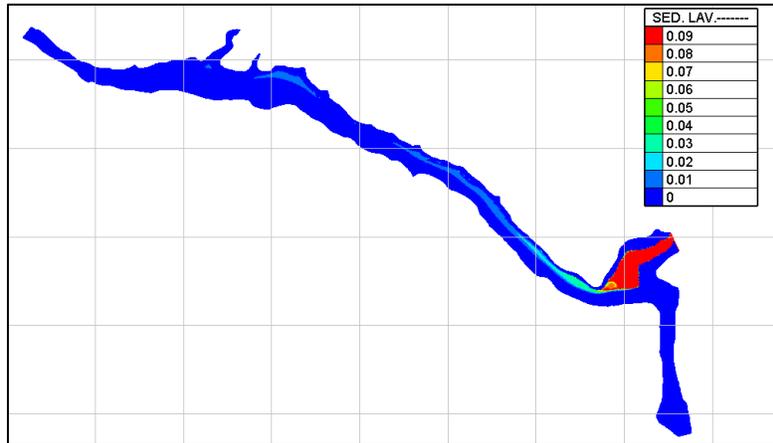


Figura 5.35. Modelación 4, t = 20 h.

Como se esperaba, las descargas de la presa Chicoasén aumenta la eficiencia de desalojo de sedimentos. A diferencia de la modelación 3, a las 36 horas el embalse se encuentra prácticamente libre de sedimentos, aunque es más de dos veces el tiempo necesario para la expulsión de los sedimentos cuando se practica un flushing de vaciado total.

MODELACIÓN CON MODELO DE TURBULENCIA.

Como se observó en la modelaciones anteriores, después de haber transcurrido 20 horas se aprecia que sobre el río Chicoasén, aguas arriba de su confluencia con el río Grijalva, queda una concentración remanente de sedimentos importante. Para ahondar en el comportamiento de esta carga de sedimentos en este tramo, se realizó una modelación local de este tramo incluyendo un modelo de turbulencia, el modelo empleado fue el de Elder, además, se simuló el caso en que la presa Chicoasén II se encuentra construida con el agua al nivel del NAMO y la presa Chicoasén se encuentra operando simultáneamente.

Los resultados se presentan para los siguientes instantes

- Al inicio de la tormenta, t = 0 h.
- En el pico del hidrograma, t = 5.5 h.
- Al finalizar el hidrograma de la tormenta, t = 14 h.
- Concentración en t = 20 h.

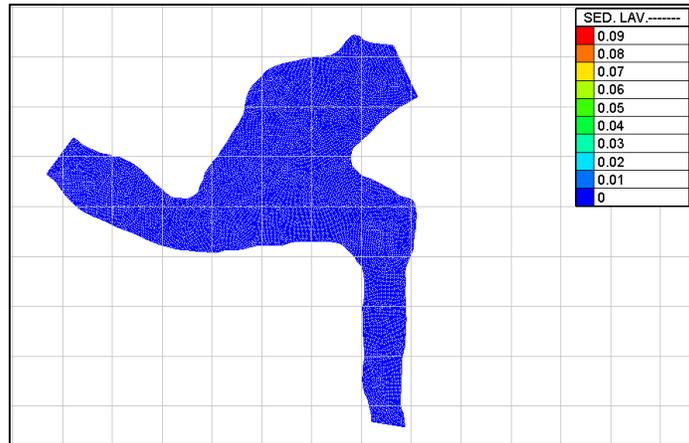


Figura 5.32. Modelación 4, t = 0 h.

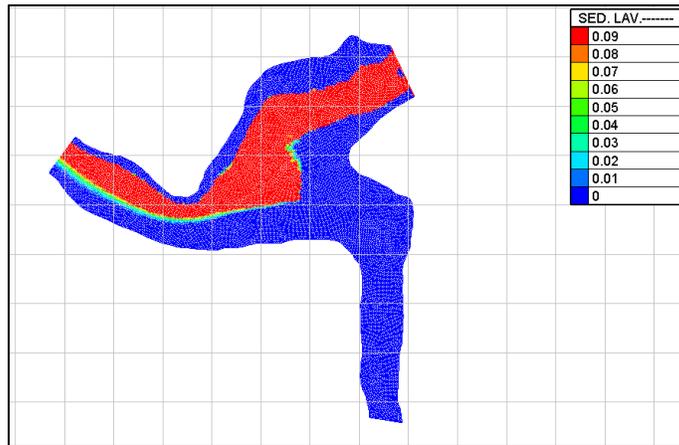


Figura 5.32. Modelación 4, t = 5.5 h.

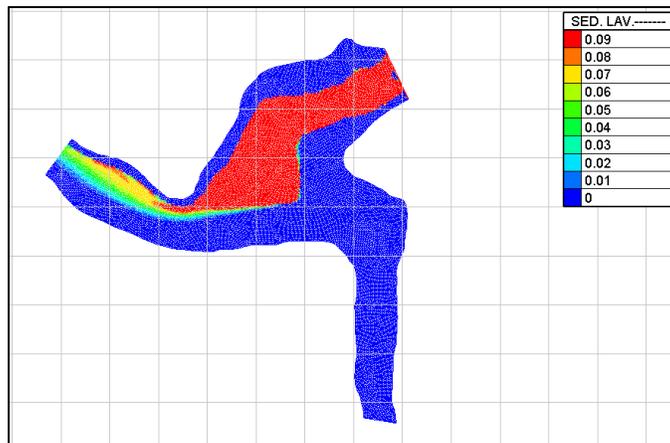


Figura 5.32. Modelación 4, t = 14 h.

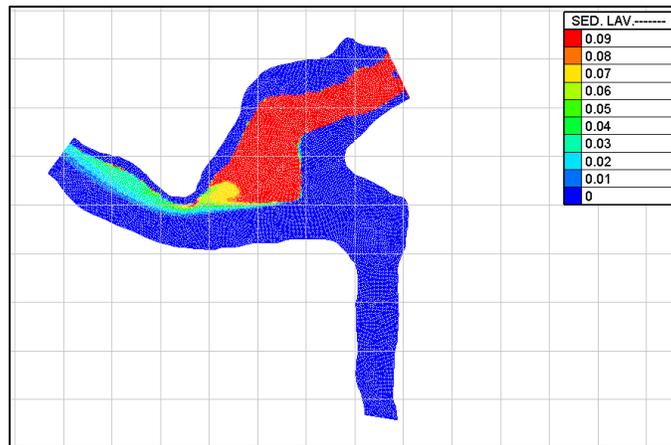


Figura 5.32. Modelación 4, t = 20 h.

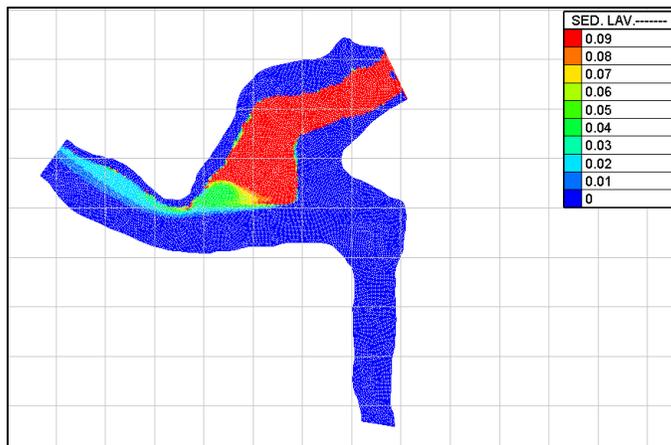


Figura 5.32. Modelación 4, t = 30 h.

MODELACIÓN 5. TRANSPORTE DE FONDO.

Esta modelación consiste en transitar la avenida asociada a un periodo de retorno de 1 año considerando que la presa Chicoasén II ya ha sido construida y que el embalse se encuentra en el NAMO. Tampoco se ha considerado que la presa Chicoasén se encuentre descargando al embalse de Chicoasén II, esto se hizo con la intención de conocer el patrón de deposición en el embalse bajo estas condiciones.

Los resultados de esta simulación se presentan 20 horas después de que inicia el hidrograma de cuenca propia. También es importante mencionar que para fines de simplificación de cálculo se utilizó solamente un $d_{50} = 0.10$ m.

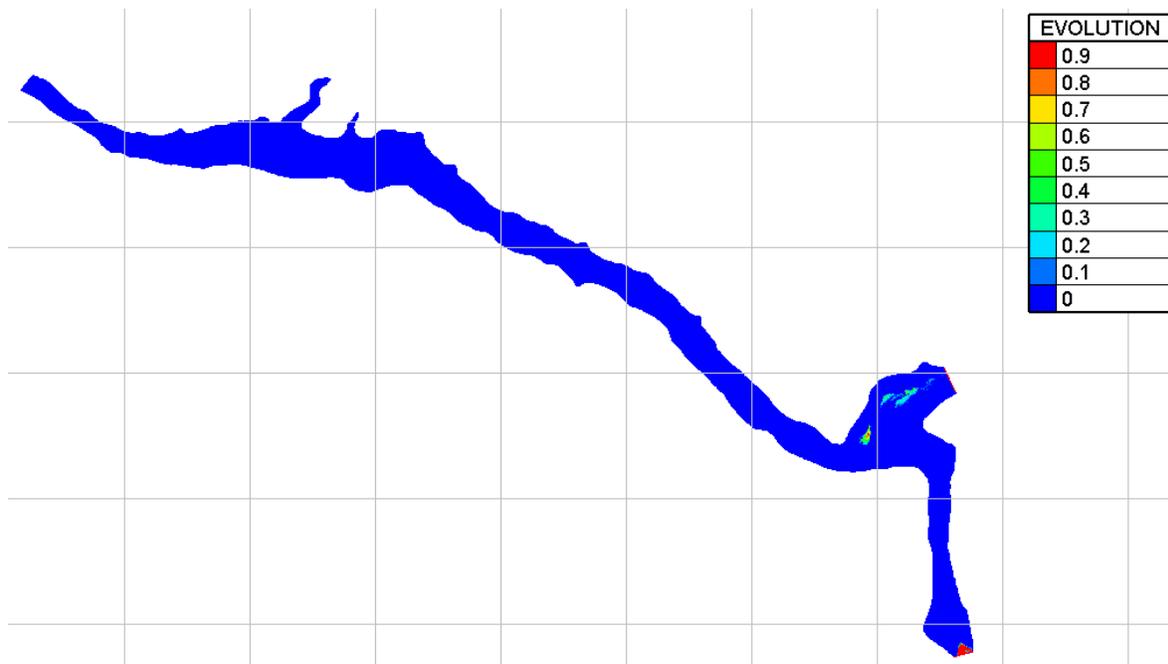


Figura 5.36. Evolución del fondo 20 horas después de la avenida asociada a un periodo de retorno de 1 año.

De los resultados se observa que la deposición termina aún antes de que termine el hidrograma de cuenca propia, y en las últimas horas del análisis prácticamente no hubo cambios en el fondo. También se observa un patrón clásico de deposición en el que se empieza a formar un delta en algunas zonas aguas arriba del embalse, en especial en el tramo del río Chicoasén, aguas arriba de la confluencia de este y el río Grijalva, con un aumento promedio de 20 cm.

Hay que recalcar que el patrón de deposición mostrado está asociado sólo a un evento aislado y no muestra la acumulación total del año.

CONCLUSIONES.

- El manejo de sedimentos es un aspecto fundamental en la operación de embalses como se aprecia al observar las tendencias mundiales en la disposición de agua, del crecimiento poblacional y al tomar en cuenta la carencia de nuevos sitios que cuenten con las características necesarias para desarrollar embalses.
- El manejo de sedimentos es un proceso dinámico. Esto implica un análisis continuo de los patrones de deposición para determinar la mejor opción para el manejo de sedimentos.
- De acuerdo a la metodología indicada por el Banco Mundial, la mejor opción del manejo de sedimentos para el caso de Chicoasén II es el flushing.
- El criterio para decidir la mejor opción de manejo de sedimentos consiste principalmente en seleccionar la opción que genere el mayor VPN
- La preferencia por cierta opción de manejo de sedimentos está relacionada con el aumento de las afectaciones ambientales.
- Se hace notar que la evaluación se realizó para una etapa de anteproyecto, por lo que a medida que se disponga con mejor información, se deberá realimentar el modelo para observar el cambio en las tendencias del manejo de los sedimentos.
- En esta etapa del análisis se utilizó un modelo 2D para observar de manera aproximada el comportamiento de los sedimentos, las concentraciones son entonces promediadas en la profundidad. Tomando en cuenta estas consideraciones, se aprecia determinado comportamiento de los sedimentos al variar la profundidad de operación del embalse.
- Como se esperaba se observa que al operar el embalse a un nivel bajo durante las operaciones de flushing, se alcanza una mayor eficiencia en la expulsión de los sedimentos finos. Considerando la relación entre el volumen que escurre hacia el embalse y la capacidad de almacenamiento de este mismo, se sugiere entonces una política con flushing total.
- Las modelaciones realizadas no consideraron el efecto de la turbulencia, por ello los resultados obtenidos son conservadores en el sentido de que ella provoca un mayor mezclado.

BIBLIOGRAFÍA.

Morris, G. (2010). *Reservoir Sedimentation Handbook: Design and management of dams, reservoirs, and watersheds for sustainable use*. New York: McGraw-Hill Book Co.

Palmieri, A., Shah, F., Annandale, G., Dinar, A. (2003). *Reservoir Conservation: Vol 1, The RESCON Approach, economic and engineering evaluation of alternatives strategies for managing sedimentation in storage reservoirs*. Washington: The International Bank for Reconstruction and Development.

Palmieri, A., Shah, F., Annandale, G., Dinar, A. (2003). *Reservoir Conservation: Vol 2, The RESCON Approach, economic and engineering evaluation of alternatives strategies for managing sedimentation in storage reservoirs*. Washington: The International Bank for Reconstruction and Development.

Atkinson, E. (1996). *The feasibility of flushing sediments from Reservoirs*. Wallingford, Oxon: HR Wallingford.

De Cesare, G. y Schleiss, A.J. (2011). *"Innovative approaches to sediment management" en Hydropower and Dams*. Suiza.

Palacios, S. (2013). *Comparación entre métodos para estimar avenidas de diseño empleando datos hidrométricos y climatológicos*. Tesis para optar por el grado de maestra en ingeniería. UNAM.

White, R. (2001). *Evacuation of sediments from reservoirs*. Londres: HR Wallingford.

Golosov, V. y Belyaev, V. (2004) *Sediment transfer through the fluvial system*. Oxfordshire: IAHS Publication.

Tarela, P. (2000). *Sedimentación en reservorios: Modelación matemática y simulación numérica*. Tesis para obtener grado de doctor. Universidad de Buenos Aires.

Palacios, S. (2010). *Tormentas de diseño en el río Grijalva*. Tesis para obtener el título de ingeniera civil. UNAM.

Aras, T. (2009). *Cost Production of sediment removal from reservoir*. Tesis para obtener grado de maestro en ciencias. Middle east technical university.

Palmieri, A., Shah, F., Dinar, A. (2001). *"Economics of reservoir sedimentation and sustainable management of dams"* en Journal of environmental management.