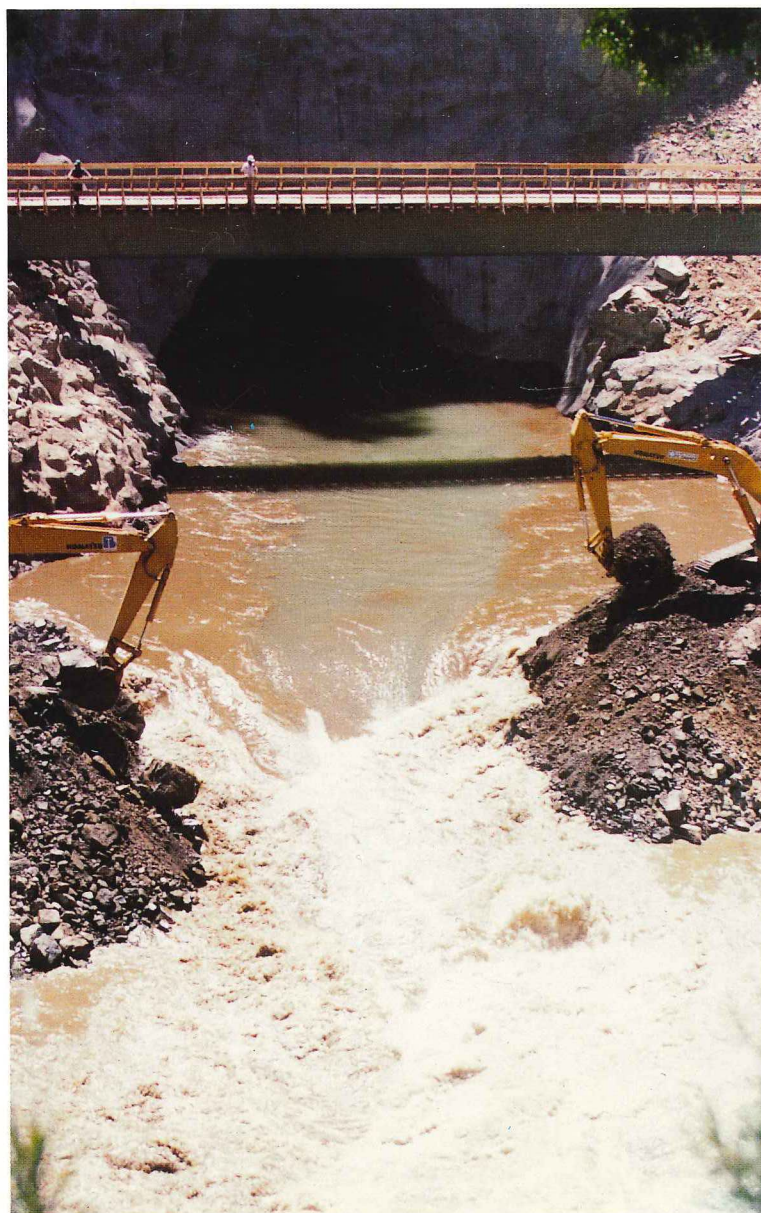


REVISTA de la SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERIA HIDRAULICA

VOLUMEN 16 NUMERO 1 - 2001 I.S.S.N 0716-3746



**Revista de la
Sociedad Chilena de
Ingeniería Hidráulica**

Revista de la Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica

ISSN 0716-3746
Volumen 16 N°1, 2001

PRESIDENTE

Rodrigo Caro

SECRETARIO

Raúl Demangel

DIRECTORES

Jorge Bravo
Basilio Espíldora
Bonifacio Fernández
Ludwig Stowhas
Ximena Vargas

DIRECTORES

HONORARIOS

Horacio Mery
Eduardo Varas
Sergio Radrigán
Humberto Peña

EDITOR DE LA REVISTA

Yarko Niño

COEDITOR

Pablo Rengifo

EDITORES ASOCIADOS

Alejandro Arrieta
José L. Arumí
Carlos Bonilla
Alejandro Grilli
Fernando Harambour
Alejandro López
Andrés López
Jaime Muñoz
Carlos Parraguez
Roberto Pizarro
Humberto Zavala

DOMICILIO

San Martín 352 (Sede del Instituto
de Ingenieros de Chile), Santiago
Fono: 672 6997

Se permite el uso y reproducción del contenido de la
Revista, con fines no comerciales, siempre que se
cite su origen

Foto Portada: José Vergara
Faena de desviación del río Bío-Bío para la
construcción del muro de presa de la futura
central hidroeléctrica Ralco

Diseño y Edición: Reditext Ltda.
Fono Fax: 238 7296

Impreso en: Papiro Ltda.
Fono Fax: 681 3255

CONTENIDO

EDITORIAL	5
ENFOQUE MULTIDISCIPLINARIO PARA LA ASIGNACION DE DERECHOS DE AGUA EN RÍOS CHILENOS. CAUDALES ECOLÓGICOS O MÍNIMOS ACONSEJABLES (Carlos Espinoza y Mónica Pardo)	6
SISTEMA DE CALIFICACIÓN AMBIENTAL PONDERADO (Enrique Kaliski y Sebastián Videla)	14
ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE UN MODELO DEL TRANSPORTE DE PLAGUICIDAS DESDE UN PREDIO AGRÍCOLA (Andrés López y Oscar Link)	19
HIDROGRAMAS GENERALIZADOS DEBIDOS A LA FALLA DE UNA PRESA (Luis Navarro, Pedro Valencia y Ramón Fuentes)	29
DESARROLLO DE CUÑA DE SEDIMENTO EN LA DESEMBOCADURA DEL ESTERO MARGA MARGA - V REGIÓN (Javier Vásquez, Karla González y Christian González)	36

EDITORIAL

En este primer número del Volumen 16 de la Revista de la Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica hemos introducido algunos cambios tanto en su estructura y contenidos, como en la organización del Comité Editorial responsable de su publicación, buscando mejorar la efectividad de dicho comité y la frecuencia de publicación de la revista. Básicamente el Comité Editor quedará compuesto por un Editor Responsable y un Coeditor, más un grupo de Editores Asociados con sede en distintas ciudades a lo largo del país, quienes colaborarán en la búsqueda de artículos y material de interés. El contenido de la Revista consistirá principalmente de artículos técnicos, los cuales no necesariamente serán inéditos. Por ejemplo, serán considerados para su publicación, previa autorización de los autores, artículos que hayan sido presentados a congresos internacionales con poca difusión en el país y cuyos contenidos sean de interés pero de difícil acceso a la mayoría de los lectores de la Revista.

Como ejemplo de lo que esperamos sean los contenidos típicos de la Revista en los próximos números, en el presente incluimos 5 artículos técnicos, de los cuales solo 2, los artículos de López y Link y de Kaliski y Videla, son inéditos. Los otros 3 son reediciones de artículos que fueron publicados en las Memorias del XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, realizado en la ciudad de Córdoba, Argentina, en octubre del año 2000.

ENFOQUE MULTIDISCIPLINARIO PARA LA ASIGNACIÓN DE DERECHOS DE AGUA EN RÍOS CHILENOS. CAUDALES ECOLÓGICOS O MÍNIMOS ACONSEJABLES*

Carlos Espinoza

Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, Santiago, Chile

Mónica Pardo

Ministerio de Obras Públicas, Santiago, Chile

RESUMEN

Durante los últimos cinco años se ha desarrollado una serie de estudios conducentes a revisar diferentes metodologías para mejorar el proceso de asignación de derechos de agua en ríos chilenos. Una de las metodologías estudiadas es la denominada IFIM (Instream Flow Incremental Methodology). Uno de los resultados más importantes de estos estudios es la necesidad de mejorar la información biológica de los ríos chilenos con el propósito de comprender el impacto de las extracciones de agua sobre los ecosistemas asociados a cauces superficiales. Este trabajo presenta parte de los resultados de un estudio que la Universidad de Chile, como parte de un convenio con el Ministerio de Obras Públicas, llevó a cabo en la zona sur del país con el objetivo de recopilar información para aplicar metodologías hidrobiológicas para la asignación de caudales ecológicos o mínimos aconsejables.

INTRODUCCIÓN

El sostenido crecimiento económico y desarrollo social experimentado por el país durante la última década ha generado demandas cada vez mayores sobre los recursos hídricos por parte de los distintos sectores usuarios. Este crecimiento sostenido, sin precedentes en la historia, se produce en un contexto en el cual los recursos hídricos en una buena medida ya están comprometidos en el abastecimiento de los usos actuales.

Actualmente el uso del agua en el país alcanza a un valor aproximado a los 2.000 m³/s de caudal continuo, de los cuales el 67.8% corresponde a usos hidroeléctricos y el 32.2 % a usos consuntivos. La magnitud de estos usos equivale a tasas de consumo por habitante extraordinariamente elevadas en comparación con países de similar nivel de desarrollo, e inclusive de países desarrollados.

Sin embargo la disponibilidad de agua por habitante es muy heterogénea, teniendo para la mitad norte del país una disponibilidad

* Publicado en las Memorias del XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, realizado en ciudad de Córdoba, Argentina, en octubre del año 2000

promedio inferior a 1000 m³/hab/año, e inclusive de 500 m³/hab/año, umbrales considerados internacionalmente como altamente restrictivos para el desarrollo económico de los países. En la parte sur del país existen disponibilidades promedio de 100.000 m³/hab/año llegando incluso a valores superiores a los 200.000 m³/hab/año. En este contexto, la relación demanda/disponibilidad se presenta sustancialmente desfavorable en algunas regiones del país.

En el futuro, este escenario ya extraordinariamente restrictivo se acentuará notablemente debido a los nuevos requerimientos que, de acuerdo a estimaciones para los próximos 20 años, se prevé que se duplicarán para los usos domésticos, mineros e industriales; mientras el uso agrícola puede crecer en aproximadamente un 20%, y los usos hidroeléctricos presentarían un aumento de diez veces en los caudales utilizados en generación al año 2030.

Por otro lado, están las consideraciones ambientales relacionadas con los requerimientos hídricos para fines ambientales y la contaminación de este recurso, las que van creciendo en el tiempo e implican la necesidad de imponer mayores restricciones al uso del agua. A medida que la conciencia ambiental de la sociedad se desarrolla, se reconoce la necesidad y validez de que el aprovechamiento de las aguas se realice de forma tal que se asegure la mantención de caudales que permitan sustentar las demandas ambientales existentes sobre el recurso. Dicha demanda ambiental hídrica considera el mantenimiento de caudales en ríos, así como el mantenimiento de niveles de acúferos y de lagos, para la protección de los ecosistemas y de los valores paisajísticos y turísticos asociados.

Aun cuando la asignación del recurso hídrico siempre se ha efectuado considerando su renovabilidad, la sustentabilidad del medio ambiente asociado a este recurso no fue abordada cabalmente en el pasado, lo que ha provocado deterioros en la biodiversidad y/o en el valor escénico y turístico asociados a algunos cuerpos y cursos de agua.

La valoración ecológica de sistemas hídricos ha ido adquiriendo una significativa importancia y existe mayor conciencia acerca de la sustentabilidad ambiental que se debe

asegurar para el futuro. La Dirección General de Aguas (DGA) ha hecho suya esta problemática y se encuentra abocada al desarrollo de un programa de estudios que posibilite la apropiada definición de estos caudales mínimos, usando metodologías que sean ampliamente aceptadas por las instituciones que tienen injerencia en la gestión del recurso hídrico. Esta línea de trabajo se encuentra en desarrollo a través de un convenio de cooperación entre la DGA y el Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile.

Una de estas metodologías es la denominada "Instream Flow Incremental Methodology" (IFIM), la cual toma en consideración aspectos hidrológicos y biológicos, así como otros aspectos generales del sistema hídrico, para definir un caudal mínimo aconsejable asociado a un proyecto de utilización del recurso hídrico y a la existencia de una especie presente en el sistema acuático, cuya preservación se busca a través de la mantención de un caudal mínimo que le asegure un hábitat adecuado a sus requerimientos.

El concepto de caudal "ecológico" se asocia al caudal mínimo necesario para asegurar la supervivencia de un ecosistema acuático preestablecido. Estudios realizados en Chile han dejado en evidencia que, a la fecha, solo es factible utilizar metodologías con base hidrológica para la determinación de caudales ecológicos ya que no existe una sistematización en la recopilación de antecedentes biológicos que puedan ser incorporados en la definición de éstos. Lo anterior surge del hecho de que, en general, no se han fijado planes o programas institucionales destinados a caracterizar los aspectos biológicos de un sistema acuático con una cobertura nacional y que persigan objetivos distintos de los catastrales.

La implementación y aplicación de la metodología IFIM en ríos de Chile requiere de un gran esfuerzo en términos de la cantidad y tipo de información que debe ser recolectada para lograr la definición de un caudal ecológico o mínimo aconsejable que permita preservar condiciones de habitabilidad para una especie en particular. En este trabajo se presenta una visión muy sucinta de los principales aspectos y resultados de esta línea de investigación, así como una revisión de algunos aspectos

generales que conforman el marco legal para el establecimiento de caudales mínimos ecológicos en Chile. En lo que respecta a la componente técnica de este trabajo se presenta la aplicación del modelo de simulación de hábitat PHABSIM, componente de IFIM, para la determinación de caudales mínimos aconsejables o ecológicos en el río Liucura, ubicado en la zona sur de Chile.

ZONA DE ESTUDIO

La zona seleccionada para llevar a cabo la aplicación de la metodología IFIM para la definición de caudales mínimos aconsejables corresponde a la cuenca del río Liucura, ubicada en la Novena Región de Chile, desde su nacimiento hasta la junta con el río Pucón, antes de la desembocadura en el Lago Villarrica. La Figura 1 muestra la ubicación de la zona de estudio.

La cuenca del río Liucura pertenece a la hoya hidrográfica del río Toltén. Esta hoya se desarrolla entre los 38°50' y los 39°35' de latitud sur, y entre los 73°15' y los 71°20' de longitud. Limita por el norte con la cuenca del río Imperial, por el este con la cuenca del río Biobío y con el límite internacional, por el sur con el río Valdivia y por el oeste con las cuencas costeras del Lago Budi y el río Queule. La superficie total de la cuenca es de 7.900 km².

Los ríos que drenan el sector alto de la hoya hidrográfica del río Toltén, tienen un régimen hidrológico pluvial, con regulación natural. La precipitación alcanza un promedio anual de 3367 mm, de los cuales sólo una fracción mínima corresponde a nieve. Como es propio de la zona, la distribución temporal de las precipitaciones presenta una marcada estacionalidad. El período más lluvioso corresponde desde mayo a agosto y el más seco desde diciembre a abril, lo que representa el 60 y 10% de la precipitación anual, respectivamente.

Algunos antecedentes que se han tenido en cuenta para la selección de la cuenca del río Liucura para el desarrollo de este estudio se exponen a continuación. La DGA ha recibido peticiones de aprovechamiento de agua en la zona, las cuales para ser otorgadas requieren un estudio previo del caudal ecológico del

ecosistema acuático existente en el río Liucura y sus afluentes. En segundo lugar, la zona presenta un gran atractivo turístico que hace aconsejable la preservación de la situación natural o un uso sustentable de los recursos hídricos existentes que no afecte los múltiples usuarios de este sistema hídrico. Otro antecedente importante que se tuvo en consideración para la selección de este sistema hídrico es la existencia de especies ícticas en la zona (trucha arco iris, bagre, entre otras), lo que proporcionaría una especie objetivo a preservar a través de la definición de caudales mínimos aconsejables mediante la metodología IFIM. Todo lo anterior hace de la zona del río Liucura un buen candidato para estudiar la aplicabilidad de la metodología IFIM y sus componentes.

Es importante mencionar que para la definición específica de caudales mínimos aconsejables se seleccionó una zona más pequeña que corresponde al tramo del río Liucura ubicado entre la estación fluviométrica río Liucura en Liucura y la junta de éste con el río Pucón (ver zona achurada en Figura 1). Este tramo ha sido seleccionado para el estudio ya que, por una parte contiene las peticiones de derechos de aprovechamiento que han sido solicitadas a la Dirección General de Aguas, y por otro lado cuenta con información de detalle en lo que respecta a caudales medios mensuales medidos por la DGA en la estación fluviométrica Río Liucura en Puente Liucura.

La estación fluviométrica Río Liucura en Puente Liucura se encuentra sobre el mismo río, ubicada a unos 16 km de Pucón, por el camino que une esta localidad con el lago Caburgua, a 39°16' de latitud sur y 71°50' de longitud oeste, a una altura de 402 m.s.n.m., y drena una superficie de 359 km². Esta ubicación corresponde a un tramo recto del río con pendiente y velocidad moderada. La información de la estación es desde 1972 hasta la fecha.

El poblado de Caburgua, más cercano a la zona de estudio, pertenece a la comuna de Pucón, la cual tiene una superficie de 1248,5 km² y una población total de 14256 habitantes, de los cuales 8023 habitantes habitan las áreas urbanas y 6033 el sector rural. Esta zona se caracteriza por poseer un gran desarrollo turístico, dada la inigualable belleza de sus paisajes. Por este motivo y dada la cercanía que existe

entre el lago Caburgua y Pucón, uno de los centros turísticos por excelencia en la región, son muchos los emplazamientos turísticos que se han desarrollado en torno a las riberas del lago Caburgua. En estos destacan muchas zonas de campamento, hosterías, cabañas de verano, especialmente en las zonas denominadas Playa Blanca y Playa Negra.

El paisaje circundante de la cuenca del lago Caburgua corresponde principalmente a bosque nativo y algunos sectores presentan praderas naturales; sin embargo, la mayor parte de las zonas circundantes se caracterizan por presentar pendientes muy abruptas en las cuales se desarrolla la vegetación típica precordillerana.

PROGRAMA DE MONITOREO

Con el propósito de recopilar información relevante para la aplicación de la metodología IFIM se estableció que un programa de monitoreo adecuado para los fines de este estudio debía contar con una frecuencia mensual. De esta manera se definió fechas aproximadas para las actividades de terreno, las que finalmente fueron desarrolladas durante el período diciembre de 1998 a agosto de 1999.

En cada visita a terreno se realizaron mediciones simultáneas de parámetros de tipo hidráulico, calidad físico química y microbiológica, así como parámetros biológicos. Toda esta información fue analizada en forma integrada para lograr una caracterización lo más completa posible de los distintos componentes del ecosistema acuático, así como también comprender la dinámica de los ecosistemas acuáticos identificados en el río Liucura.

La primera actividad de terreno, diciembre de 1998, incluyó una visita a la zona seleccionada para el estudio, cuyo propósito principal fue el identificar los aspectos más relevantes de ésta y seleccionar posibles sitios o puntos de muestreo que se utilizarían durante las actividades posteriores del estudio. Durante la segunda salida a terreno (18 al 25 de enero de 1999) se seleccionaron cinco sectores a lo largo del río Liucura, los cuales pasaron a conformar la red de monitoreo que se utilizó durante el estudio de terreno.

Para la selección de las estaciones de monitoreo se consideró su representatividad, así como la existencia de algún o algunos aspectos relevantes para los propósitos del estudio. Dentro de estos aspectos se incluye la existencia de cambios significativos en los caudales del río debido a la incorporación de afluentes de importancia que alteren las características del sistema hídrico.

La ubicación aproximada de las distintas estaciones de monitoreo consideradas para este estudio se presenta en la Figura 1. Una breve descripción de las características más relevantes de cada estación se incluyen en el Cuadro 1.

Con ocasión de la segunda salida a terreno, la Dirección Regional de Aguas de la IX Región construyó una estación fluviométrica provisoria en la ubicación de la estación de monitoreo 4, la que permitió la medición de caudales pasantes por el río Liucura antes de su desembocadura en el río Pucón. En cada estación se definieron puntos de aforo y de muestreo biológico, microbiológico y físico químico. En el caso de dos estaciones (estaciones 1 y 3) se definió más de un punto de muestreo, esto para contar con información correspondiente a zonas de rápidos y pozones.

Durante las campañas de terreno se llevó a cabo la medición de variables de tipo hidráulico, físico-químico y microbiológico, así como biológico. Dentro de lo posible se consideró la realización de mediciones concurrentes en el tiempo, esto es, medición simultánea de caudales, extracción de muestras biológicas y para calidad del agua. En los casos que esto no fue posible, principalmente debido a los distintos requerimientos de tiempo de cada actividad, las mediciones o tomas de muestra fueron realizadas dentro de un período de tiempo durante el cual las características generales del sector muestreado no sufrieran cambios importantes (por ejemplo, no ocurrieran lluvias en la zona entre el período de muestreo y el aforo).

INFORMACIÓN BÁSICA PHABSIM

La aplicación de la metodología IFIM para la determinación de caudales mínimos

aconsejables requiere la síntesis de información básica para el modelo de simulación de hábitat PHABSIM.

Con el propósito de aplicar la metodología IFIM para la determinación de caudales mínimos aconsejables se realizaron dos levantamientos topográficos de la zona baja del río Liucura. Al completar el segundo levantamiento topográfico se llevó a cabo un trabajo de integración entre ambos levantamientos topográficos, el que permitió definir un total de 74 perfiles transversales que cubren el tramo comprendido entre el puente sobre el río Liucura y la estación fluviométrica provisoria levantada por la DGA IX Región.

Como complemento al estudio de terreno se llevó a cabo un estudio hidrológico que tuvo como principal objetivo el completar la información relativa a caudales medios mensuales medidos en la estación fluviométrica Río Liucura en Puente Liucura. Este estudio se complementó con la identificación de zonas de afloramiento y la medición de caudales con ocasión de los estudios de terreno.

Otra actividad complementaria que se llevó a cabo durante la etapa de terreno es la elaboración de las curvas de habitabilidad para la especie objetivo seleccionada para el estudio IFIM. En ese contexto, y de acuerdo con los resultados de la campaña de terreno, se trabajó con datos relativos a velocidad y altura media de la corriente y la presencia o ausencia de trucha arcoiris, lo cual permite determinar las así llamadas curvas de habitabilidad. Estas curvas son una medida del grado de preferencia del pez por un ambiente definido por un grupo de variables abióticas, entre las cuales se destacan la velocidad y altura de agua de la corriente.

Uno de los aspectos más relevantes de la metodología PHABSIM es su capacidad predictiva, la que se traduce en la posibilidad de evaluar el impacto de distintas estrategias de manejo de los recursos hídricos de un sistema sobre las condiciones de hábitat para la especie objetivo. Dicha capacidad predictiva se relaciona directamente con la posibilidad de estimar los cambios en variables abióticas como la velocidad y profundidad media de la corriente ante cambios en los caudales pasantes a través de una sección de río. Para lo anterior se

dispone de información completa sobre perfiles transversales en el río Liucura en un tramo de 10 km de longitud. Junto a lo anterior se dispone de una estadística fluviométrica a lo largo del río Liucura, con una extensión temporal de 20 años. Asimismo, las campañas de terreno permitieron evaluar características granulométricas del río las cuales son fundamentales para conocer las condiciones de rugosidad del lecho natural. La altura de agua, así como la velocidad media de la corriente, pueden ser estimadas en forma aproximada a través de un cálculo de eje hidráulico en el río Liucura, para lo cual se dispone de toda la información necesaria.

Para el cálculo del eje hidráulico se utilizó el programa computacional HEC-RAS, el cual resulta apropiado para cauces naturales. Para este programa el coeficiente de Manning constituye un dato de entrada, por lo cual es necesario efectuar una adecuada estimación de dicho coeficiente. Además de este dato es necesario entregar información acerca de la forma del cauce, para lo cual se dispone de información topográfica entre las estaciones de monitoreo 3 y 4. Para obtener esa información se realizó un levantamiento topográfico a lo largo del tramo señalado, obteniendo perfiles transversales de un número determinado de secciones del río.

Toda la información anterior fue integrada para evaluar el efecto de asignar un caudal ecológico o mínimo aconsejable al río Liucura en el tramo definido para el estudio. Como una primera aproximación se determinó la distribución de hábitat natural para la especie seleccionada como objetivo de este estudio (trucha arco iris) para lo cual se utilizó el modelo PHABSIM para evaluar la distribución temporal de hábitat a lo largo del tramo comprendido entre las estaciones de monitoreo 3 y 4. Esta información se presenta resumida en la Figura 2, en la cual se observa que el hábitat se mantiene bastante estable a través del año, mostrando un leve descenso en los meses de verano, durante los cuales se presenta un menor caudal en el río Liucura.

Para evaluar el impacto de la definición de un caudal ecológico constante a lo largo del año se utilizó la metodología propuesta por la legislación suiza, la que determina dicho valor

en base a un análisis estadístico de caudales medios mensuales en el río. En este caso se utilizaron los valores correspondientes a Q_{330} y Q_{347} , caudales medios que anualmente se superan 330 y 347 días, respectivamente. Ambos valores deben calcularse como medias de una serie de datos de al menos 5 años.

En este caso se observa que la asignación de cualquiera de estos dos valores como el caudal ecológico para el río Liucura (lo que significa otorgar derechos de aprovechamiento sobre el excedente de agua) produce una disminución apreciable en el índice de hábitat para la especie objetivo (hasta 40% en el caso más desfavorable). Lo anterior implica que la especie objetivo, y por lo tanto otras especies que comparten su hábitat, verían reducida en forma importante la disponibilidad de sectores aptos para su correcto desarrollo y reproducción. Esto implica que en el mediano o largo plazo su presencia en dicho cauce puede verse comprometida.

El modelo de simulación de hábitat PHABSIM, junto a las curvas de habitabilidad para la especie objetivo fue utilizado para evaluar otras alternativas de asignación de caudales ecológicos o mínimos aconsejables, las que buscan preservar el hábitat disponible y entregar derechos de aprovechamiento en el caso que estos sean solicitados. Para dicha asignación se utilizó el criterio de expertos en el área biológica para interpretar las curvas de variación del índice de hábitat generadas a partir de PHABSIM. Para esta actividad se utilizó toda la información recopilada durante las actividades de monitoreo señaladas en un punto anterior. Debido a las restricciones de espacio no se presentan los resultados de este trabajo, los que serán posteriormente incluidos en otros artículos.

ASPECTOS LEGALES PARA APLICACIÓN DE CAUDALES ECOLÓGICOS EN CHILE

Una vez que un caudal ecológico o mínimo aconsejable ha sido evaluado, para un tramo de río, la legislación chilena dispone de dos instancias para su imposición:

- **En la constitución de los derechos de aprovechamiento de aguas** esta exigencia

se impone invariablemente, desde hace más de 5 años. Dicha condición se ha impuesto en aquellos ríos que aún no están agotados o cuando se trata de derechos no consuntivos. Cabe señalar que los derechos de aprovechamiento de aguas superficiales de la zona central y norte del país, permiten secar los cauces, ya que fueron constituidos en una época en la cual se daba poca o ninguna importancia a los temas ambientales.

- **En el marco del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental** (instrumento aplicado en Chile desde abril de 1997) de aquellos proyectos de gran envergadura que tienen asociados la extracción de agua.

Lo anterior, se desenvuelve en el particular marco jurídico económico chileno, el cual se puede resumir en los siguientes aspectos:

- Aún cuando las aguas son bienes nacionales de uso público, es decir, cuyo dominio y uso le pertenece a toda la nación, se concede a los particulares el derecho de aprovechamiento sobre las mismas.
En la legislación chilena dicho derecho es un bien jurídico definido como un derecho real, cuyo titular puede usar, gozar y disponer de él, como cualquier otro bien susceptible de apropiación privada y tiene una protección jurídica similar.
- Además, el derecho de aprovechamiento es un bien principal y ya no accesorio a la tierra o industria para los cuales hubiera estado destinada, de modo que se puede transferir libremente.
- No existen prioridades entre los diversos usos para el otorgamiento de nuevos derechos, de modo que, existiendo disponibilidad de agua y no afectando a terceros, la autoridad asigna los derechos a quien los solicita sin ningún otro tipo de consideración, y si hubiera más de un interesado procede a su remate.
- La aplicación de una economía de libre mercado, que entrega las decisiones de inversión y desarrollo a la iniciativa privada.
- La concepción de un Estado subsidiario, que no realiza aquellas tareas que pueden desarrollar los privados, y que orienta su

acción a las tareas reguladoras, de fomento y desarrollo en aquellas áreas que los privados no pueden asumir, y en una importante labor de promoción de la equidad social, ámbito en el cual su papel resulta fundamental.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El uso de un modelo de simulación de hábitat como PHABSIM permite estudiar en forma adecuada el impacto de la asignación de caudales ecológicos o mínimos aconsejables a tramos de ríos. La gran dificultad de este tipo de técnica radica en que es necesario estudiar en forma detallada el área de interés para evaluar la información necesaria para su aplicación. Lo anterior se dificulta aún más por el hecho que

no existe una sistematización en la recopilación de antecedentes biológicos que puedan ser incorporados en la definición de estos caudales ecológicos.

El uso de técnicas puramente hidrológicas, aun cuando es más simple, no permite identificar claramente los impactos que la asignación de caudales ecológicos basados en estas técnicas causan sobre los ecosistemas del tramo de río en el cual se aplican.

La legislación chilena incluye aspectos que hacen posible la asignación de caudales ecológicos en tramos de ríos o en cuencas en las cuales los recursos no se encuentran agotados. Sin embargo, en aquellos casos en los cuales todos los derechos han sido concedidos con anterioridad no existe una normativa adecuada para hacer frente al problema (pasivo ambiental).

REFERENCIAS

- [1] Bovee, K. *A Comprehensive Overview of the Instream Flow Incremental Methodology (IFIM)*. United States Geological Survey. 1996.
- [2] Cullen, P. "A Rationale for Environmental Flows". *AWWA Environmental Flows Seminar*. Australia, 1994.
- [3] Stalnaker, C.; B. Lamb; J. Henriksen; K. Bovee; J. Bartholow. *The Instream Flow Incremental Methodology. A Primer for IFIM*. United States Geological Survey. 1995.
- [4] U. de Chile - DGA. *Análisis de Criterios Hidroambientales en el Manejo de Recursos Hídricos. Monitoreo en una Cuenca Piloto para la Determinación de Caudales Mínimos Aconsejables*. 2000.

CUADRO 1
DESCRIPCIÓN DE ESTACIONES DE MONITOREO

ESTACIÓN	DESCRIPCIÓN
E1	Estación ubicada en la zona alta del río Liucura. Su propósito es obtener información sobre el sector naciente del río Liucura.
E2	Estación ubicada aguas abajo del aporte del río Llancalil, Huife bajo (Termas del Huife). Ubicada aguas abajo de Estación 1. Su propósito es comparar la situación existente en la Estación 1 (sin o muy poca intervención humana) con la existente en un sector que ha sido más afectado por la influencia humana.
E5	Estación ubicada inmediatamente aguas abajo aporte río Quinchol.
E3	Estación ubicada en el Puente Liucura, en la carretera que permite el acceso a Caburgua.
E4	Estación ubicada en la zona baja del río Liucura, aguas abajo de la Estación 3 y del aporte del río Carhuello. En esta estación se verifica una disminución en la temperatura del agua causada por los aporte del río Carhuello que provienen de infiltraciones del Lago Caburgua a través de los Ojos del Caburgua.

Nota: En el caso de las estaciones 1 y 3 se ha identificado subzonas en las cuales se realizó tomas de muestra diferentes.

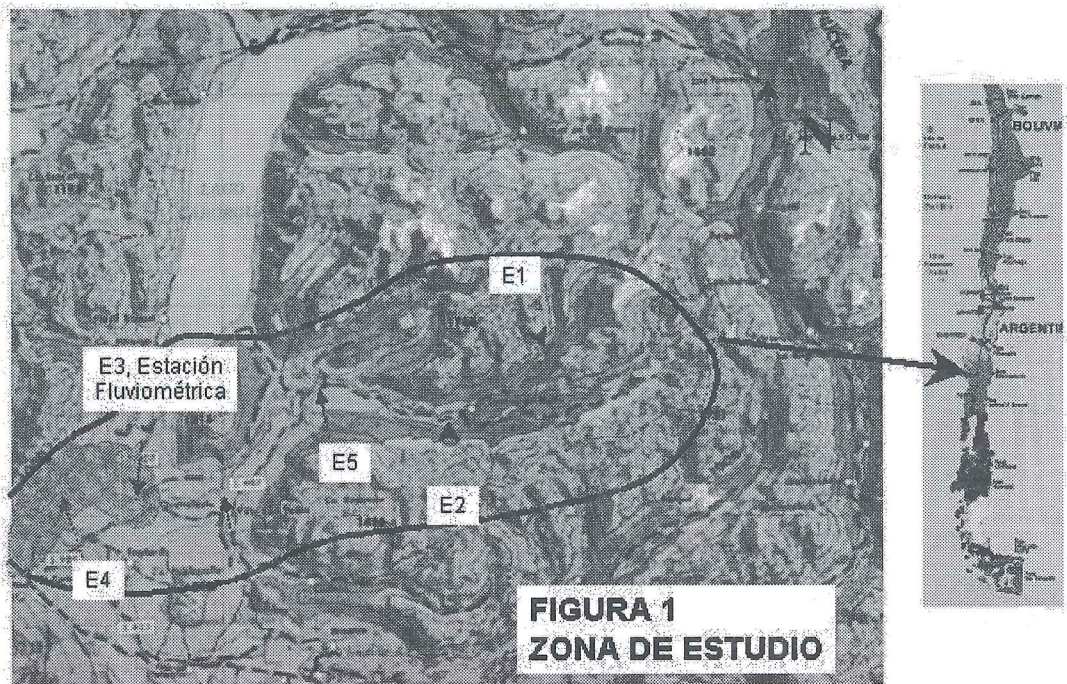


FIGURA 1

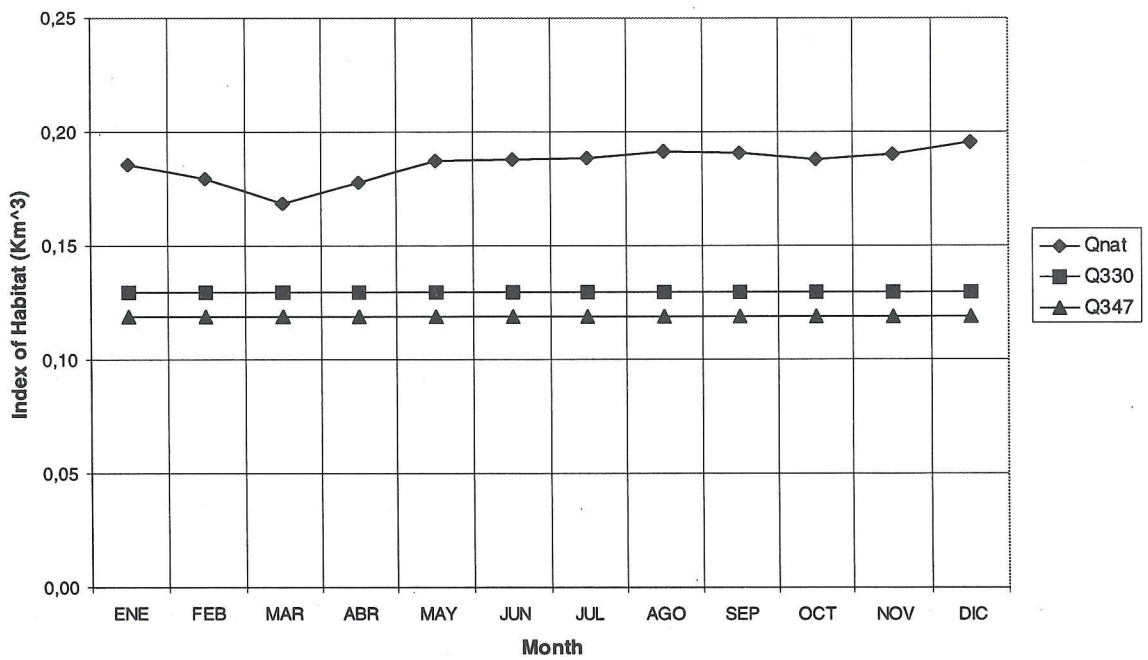


FIGURA 2

DISTRIBUCIÓN DE HÁBITAT MENSUAL PARA ESPECIE OBJETIVO

SISTEMA DE CALIFICACIÓN AMBIENTAL PONDERADO

Enrique Kaliski Kriguer
Ingeniero Civil de GEOFUN Ltda. y
Académico de la Escuela de Ingeniería, U. de Chile.

Sebastián Videla Hintze
Doctor en Ciencias Químicas, Ingeniero Civil,
Jefe de Disciplina Ambiental, CADE-IDEPE

RESUMEN

Se presenta un método simplificado de evaluación del impacto ambiental de proyectos de ingeniería, del tipo Calificación Ambiental Ponderado, el cual ha sido aplicado por los autores en distintos Estudios de Impacto Ambiental con resolución ambiental favorable. El método se basa en la determinación o estimación de índices que dan un valor relativo a los efectos del proyecto sobre el medio ambiente, de acuerdo con la percepción ambiental de la comunidad potencialmente afectada y/o beneficiada por el proyecto.

ASPECTOS GENERALES

El artículo 12 de la ley 19.300 sobre bases generales del medio ambiente establece que entre las materias a considerar en un Estudio de Impacto Ambiental (EIA) se deberá incluir una predicción y evaluación del impacto ambiental del proyecto. Por otra parte, el decreto 30 de SEGPRES que reglamenta dicha ley establece en el artículo 12, letra g, que la evaluación significa contrastar cada uno de los elementos del medio ambiente descritos, caracterizados y analizados en la línea de base con sus potenciales transformaciones derivadas de la ejecución del proyecto. Adicionalmente se señala que la evaluación de los impactos se efectuará sobre la base de modelos, simulaciones, mediciones o cálculos matemáticos. Cuando, por su naturaleza, un impacto no se pueda cuantificar, su evaluación solo tendrá un carácter cualitativo.

Este planteamiento legal origina la necesidad de utilizar metodologías de evaluación ambiental de los proyectos. Erickson (1994) agrupa los métodos en cuatro tipos:

1. Método de superposición de planos de información (layers), que requieren el uso de Sistemas de Información Geográficos (SIG).

2. Verificación de impactos, con listas que se elaboran para chequeo de posibles efectos.
3. Matrices causa-efecto, que establecen relaciones entre actividades del proyecto y aspectos ambientales afectados.
4. Cadenas causales (network), que modelan la relación entre actividad del proyecto y efecto ambiental.

El método de matrices causa-efecto es uno de los más aceptados por la facilidad que representa para el evaluador mostrar las relaciones entre actividades y sus efectos. Las más conocidas son: la matriz de Leopold, para análisis cualitativo de proyectos, y la matriz de Batelle, para análisis cuantitativo.

Atendiendo al hecho de que ambos métodos envuelven complejidades significativas para su inmediata utilización, varios autores han propuesto métodos simplificados (ver Conesa, 1997), uno de los cuales se presenta en este trabajo, habiendo sido utilizado en distintos EIA's con resolución ambiental favorable.

Los *Métodos de Calificación Ambiental Ponderados* se utilizan para el análisis y selección de alternativas de un **mismo proyecto**, desde el punto de vista ambiental, en los estudios a nivel de preinversión. Consisten básicamente en la determinación o estimación de índices que dan un valor relativo y que representan los efectos del proyecto sobre el medio, en las etapas de construcción, operación o abandono, de acuerdo a la percepción ambiental de la comunidad potencialmente afectada y/o beneficiada por el proyecto.

En términos generales, un Índice de Calificación Ambiental se puede expresar como una función o fórmula en la que intervienen dos tipos de variables, a saber:

- i) Variables según las características del proyecto y del medio afectado, tales como: carácter (positivo o negativo), magnitud e intensidad (según escala de referencia), extensión (según utilización espacial), duración (según tiempo que duren los impactos), reversibilidad (reversible o no o si es tratable), presencia o probabilidad de ocurrencia del impacto, entre otros.

- ii) Ponderadores de las variables anteriores, que dependen de la percepción ambiental, de las prioridades o directrices del proyecto, o bien del criterio y experiencia de los evaluadores.

LA CALIFICACIÓN AMBIENTAL POR IMPACTO (CAI)

Para cada elemento ambiental de una zona de riesgo ambiental, se efectúa la calificación de los impactos ambientales, la cual consiste en la asignación de parámetros semicuantitativos, establecidos en escalas relativas, en cada una de las relaciones causa-efecto entre actividades de los proyectos e impactos ambientales. La calificación se efectúa en base a un índice múltiple que refleja las características cuantitativas y cualitativas del impacto. El índice múltiple calculado es la *Calificación Ambiental por Impacto* (CAI), cuya expresión numérica es la siguiente:

$$CAI = (VAE) * M$$

$$M = (Ca)(Ro)(I + E + Du + De + Re)$$

Donde:

CAI : Calificación Ambiental por Impactos (-100 a +100)

VAE : Valor Ambiental por Elemento (1 a 10), que se detalla en Tabla N° 1

M : Factor que pondera el valor ambiental por elemento, según detalle en Tabla N° 2

VALOR AMBIENTAL POR ELEMENTO (VAE)

Previo al cálculo del CAI, se establece para cada zona de riesgo el Valor Ambiental por Elemento, considerando en cada caso una ponderación particular para: estado de conservación, abundancia o escasez e importancia para el ecosistema o entorno. Los Atributos del VAE son los que se indican en la Tabla N° 1.

TABLA N° 1: CALIFICACIÓN DE ATRIBUTOS PARA DEFINIR VAE.

ATRIBUTOS			CALIFICACIÓN
Estado de conservación (Es)	Abundancia o escasez (Ab)	Importancia para el ecosistema o entorno (Ec)	
Muy Bueno	Muy escaso	Muy Importante	10 – 9
Bueno	Escaso	Importante	8 – 6
Regular	Relativamente Abundante	Relativamente Importante	5 – 3
Malo	Muy Abundante	Poco Importante	2 – 1

De esta forma, el valor final del VAE se determina aplicando el siguiente algoritmo:

$$VAE = Es(p_1) + Ab(p_2) + Ec(p_3)$$

Donde:

VAE = Valor Ambiental por Elemento
 Es = Estado de conservación del elemento
 Ab = Abundancia o escasez del elemento

Ec = Importancia para el ecosistema o entorno

p_1, p_2, p_3 = Factores de ponderación de cada atributo en cada zona de riesgo (0 a 1), tal que $\sum p_i = 1,0$

CÁLCULO DEL FACTOR “M”

En la tabla N° 2 siguiente se detallan la descripción y forma de determinar los valores de cada uno de los elementos del factor de ponderación “M”.

TABLA N° 2: DESCRIPCIÓN DE LOS FACTORES DE PONDERACIÓN DEL VALOR AMBIENTAL POR ELEMENTO (VAE)

FACTOR	DESCRIPCIÓN	VALORES
Carácter (Ca)	Define si la acción es benéfica o positiva o perjudicial o negativa	- Positiva: + 1 - Perjudicial o negativa: - 1
Intensidad (I)	La intensidad del impacto expresa la importancia relativa de las consecuencias que tendrá la alteración del Elemento sobre el medio ambiente.	- Fuerte (I = 3) - Medio (I = 2) - Suave (I = 1)
Riesgo de ocurrencia (Ro)	Califica la probabilidad de que el impacto pueda darse durante la vida útil del proyecto.	- Cierto (Ro = 1) - Probable (0,5 a 0,9) - Poco Probable (0,1 a 0,4)
Extensión (E)	Define la magnitud del área afectada por el impacto, correspondiendo ésta a la dimensión de la superficie relativa donde se resiente el impacto.	- Regional (E = 3) - Local (E = 2) - Puntual (E = 1)
Duración (Du)	Es una unidad de medida temporal que permite evaluar el período de tiempo durante el cual las repercusiones serán sentidas o resentidas	- Largo (mayor a 5 años, Du=3) - Media (entre 2 a 5 años, Du=2) - Corta (hasta 2 años, Du=1)

Desarrollo (De)	Califica el tiempo que el impacto tarda en desarrollarse completamente, es decir, la forma cómo evoluciona el impacto que se inicia y se manifiesta hasta que se hace presente plenamente con todas sus consecuencias.	- Rápido (hasta 1 año, De=3) - Medio (entre 1 a 5 años, De=2) - Lento (Más de 5 años, De=1)
Reversibilidad (Re)	Evalúa la capacidad que tiene el efecto de ser revertido naturalmente, una vez que la fuente que provoca el impacto deja de actuar.	- Irreversible (Re=3) - Parcialmente reversible (Re=2) - Reversible (Re=1)

EJEMPLO DE APLICACIÓN

Se tiene dos alternativas para conducir agua a una zona de riego:

- *Alternativa N° 1:* Se capta en el río y se conduce el agua por un canal de 10 km que atraviesa un pueblo, para llegar luego hasta la zona de riego. Es posible que las aguas sean contaminadas por basuras y elementos arrojados por personas del pueblo que atraviesa el canal.
- *Alternativa N° 2:* Se capta en el río mediante bombeo, aguas abajo de la bocatoma de la alternativa N° 1, para luego conducir las aguas por un canal de 2 km y llegar a la zona de riego. Dado que la captación está aguas abajo de la descarga de aguas servidas del pueblo, es muy probable que las aguas captadas tengan un grado de contaminación.

Se determinará, para cada alternativa, la Calificación Ambiental para el impacto en el

factor ambiental físico de “Calidad del agua que llega a la zona de riego.”

Primeramente, se debe definir una zona de riesgo por alternativa para cada elemento susceptible de ser impactado, definiendo así las Áreas de Influencia Directa, siendo cada cual valorizada ambientalmente a través del VAE. Estas áreas no son iguales para las alternativas mencionadas, por lo cual cada VAE podría presentar valores distintos. Sin embargo, por simplicidad tomaremos un mismo valor.

Para determinar el VAE de cada área se ha considerado que el estado de conservación es bueno ($E_s = 8$), los recursos naturales de la zona son relativamente abundantes ($A_b = 5$) y es relativamente importante para el ecosistema o entorno ($E_c = 5$). En este caso, los factores de ponderación p_1 , p_2 y p_3 se consideran todos iguales a $1/3$. Con estos valores, resulta: $VAE = (1/3)*(8) + (1/3)*(5) + (1/3)*(5) = 6,0$.

En la Tabla N° 3 siguiente se detallan los factores de ponderación del VAE, para las alternativas 1 y 2 del proyecto.

TABLA N° 3: FACTORES DE PONDERACIÓN DEL VAE PARA EL CASO EJEMPLO

ALTER-NATIVA	Carácter (Ca)	Riesgo Ocurrencia (Ro)	Intensidad (I)	Extensión (E)	Duración (Du)	Desarrollo (De)	Reversibilidad (Re)	M
1	-1	0,5	2	1	3	1	1	-4,0
2	-1	0,9	3	1	3	1	1	-8,1

Finalmente, la *Calificación Ambiental por Impacto* (CAI), de cada alternativa resulta:

- Alternativa N° 1 : $CAI = (6,0)(-4,0) = -24,0$
- Alternativa N° 2 : $CAI = (6,0)(-8,1) = -48,6$

Según estos resultados, el impacto ambiental en el factor calidad de agua que llega a

la zona de riego tiene una calificación ponderada menor en el caso de la Alternativa N° 2, con respecto a la Alternativa N° 1. Esto representa, como síntesis, que la Alternativa N° 2 se percibe como menos conveniente que la N° 1, básicamente por la forma en que se puede realizar la contaminación en cada caso (riesgo de ocurrencia, Ro) y por la intensidad respectiva (factor I).

REFERENCIAS

- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 1994. *Manual de Evaluación de Impacto Ambiental. Conceptos y Antecedentes Básicos*.
- Conesa Vicente, *Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental*, 3ª ed. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid (1997).
- Erickson, Paul. *Environmental Impact Assessment*. Academic Press Inc. London (1994).
- Kaliski, Enrique, 1999. "Apuntes del Curso Evaluación de Impacto Ambiental", Escuela de Ingeniería de la Universidad de Chile.
- MIDEPLAN - SECTRA, 1998. *Manual para la Evaluación Ambiental de Proyectos de Infraestructura Aeroportuaria*. CADE Ingenieros Consultores.

FOTO PORTADA

La foto de la portada muestra el momento en que se da inicio a la faena de desviación del río Bío Bío retirando el taco aguas abajo del túnel de desviación, para la construcción del muro de la futura central hidroeléctrica Rapel, durante la mañana del día 10 de diciembre del 2000. El río contaba en ese momento con un caudal de $300\text{m}^3/\text{s}$, el que era considerado el caudal de diseño para esta faena. La operación fue realizada en un tiempo récord cercano a 12 horas.

La elección del período en el cual se realizó esta crítica faena fue determinada por razones meteorológicas, dado que el caudal del río y la estación del año coincidían con el período de máximo deshielo. En esta decisión participó el ing. José Vergara, quien entregará mayores antecedentes en un artículo especializado que aparecerá en el próximo número de la revista.

ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE UN MODELO DEL TRANSPORTE DE PLAGUICIDAS DESDE UN PREDIO AGRÍCOLA

Andrés López A., Ingeniero Civil, Ph.D.
Profesor Instructor e Investigador
Centro EULA-Chile y Departamento de Ingeniería Civil
Universidad de Concepción

Oscar Link L., Ingeniero Civil
Profesor Instructor
Departamento de Ingeniería Civil
Universidad de Concepción

RESUMEN

En el presente trabajo se presenta el análisis de sensibilidad de un modelo para el transporte de plaguicidas desde un predio agrícola, a fin de determinar la importancia relativa de los parámetros en la estimación de las variables de interés. Esto permite orientar los esfuerzos de recopilación de información de terreno para la calibración, hacia aquellos con una mayor importancia. La modelación se estructuró con modelos matemáticos para los procesos de precipitación-escorrentía, erosión y transporte disuelto y adsorbido de los compuestos. Se utilizó la información pluviométrica de la estación Agrometeorológica de la Universidad de Concepción en la ciudad de Chillán, con el período de registros de precipitación diaria de ocho años. Los resultados obtenidos muestran que los porcentajes de plaguicida disuelto y adsorbido, tanto anual como total, dependen fuertemente del valor del parámetro Curva Número, CN2, adoptado en el modelo de precipitación - escorrentía y del parámetro de decaimiento, α .

1. INTRODUCCIÓN

La modelación de la contaminación difusa se estructura con modelos matemáticos para los procesos de precipitación-escorrentía, erosión y transporte disuelto y adsorbido de los compuestos. Los compuestos de interés corresponden, en general, a nutrientes, plaguicidas y materia fecal. Los modelos de los procesos pueden ser calibrados independientemente, para lo que se requiere información hidrológica y campañas específicas donde se miden los sedimentos y compuestos transportados.

Para la calibración es necesario conocer previamente la importancia relativa de los parámetros en la estimación de las variables de interés, sobretodo cuando los modelos tienen una gran cantidad de parámetros y se deben, por lo tanto, concentrar los esfuerzos de terreno. El análisis de la importancia relativa de los parámetros se denomina análisis de sensibilidad.

El análisis de sensibilidad de un modelo determinístico se puede realizar ya sea individualmente o con análisis combinatorio mediante variaciones discretas de los parámetros. En este caso se ha utilizado un procedimiento que incluye un análisis discreto individual para posteriormente, con los parámetros más importantes, realizar un análisis combinatorio.

El objetivo de este trabajo es, entonces, realizar un análisis de sensibilidad con variaciones discretas de un modelo determinístico de transporte de plaguicidas desde un predio agrícola en la cuenca del río Chillán. Este análisis permitirá definir la importancia relativa de cada uno de los parámetros en el cálculo de las cargas anuales y totales de plaguicidas transportados en forma adsorbida y disuelta.

2. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

El análisis de sensibilidad está orientado a identificar la importancia relativa de los parámetros en la estimación de las variables de salida. Esto permite orientar los esfuerzos de recopilación de información de terreno para la calibración hacia aquellos con una mayor importancia. Además, el análisis de sensibilidad permite estimar los rangos de variación de las predicciones en base a variaciones de los parámetros.

El análisis de sensibilidad de modelos determinísticos ha seguido cuatro enfoques diferentes: análisis combinatorio, métodos analíticos, métodos de aproximación y simulaciones Monte Carlo (Mays, 1996). En todos estos casos se asume que los parámetros son inciertos pero constantes en el tiempo (López, 1999). El análisis combinatorio asume variaciones discretas en forma combinatoria de cada uno de los parámetros. Los métodos analíticos corresponden a formas de obtener la distribución de probabilidades de las variables dependientes en función de la distribución de probabilidades de los parámetros (Steinberg et al., 1997). Los métodos de aproximación obtienen una estimación de la distribución de las variables dependientes en función de aproximaciones matemáticas

derivadas de la expansión de series de Taylor. Ejemplo de métodos de aproximación es el análisis de incertidumbre de primer orden (FORA, first-order reliability analysis) (Mays, 1996; Melching y Anmangandla, 1992). Finalmente, las simulaciones Monte Carlo utilizan repetidas predicciones de las variables independientes con valores de los parámetros generados aleatoriamente a partir de sus distribuciones de probabilidad.

Los métodos analíticos y de aproximación presentan dificultades matemáticas al ser aplicados a un modelo como el usado para la contaminación difusa. Las simulaciones Monte Carlo necesitan la definición de las distribuciones de probabilidad de los parámetros. Por lo tanto, se ha utilizado el análisis combinatorio, siguiendo un procedimiento que permite reducir el número de simulaciones requeridas para el análisis.

El caso más simplificado de análisis combinatorio es la variación individual de los parámetros, i.e. los parámetros son variados uno a la vez, manteniendo el resto de los parámetros constantes. Otra forma es definir el caso base y valores máximos y mínimos posibles del parámetro. Haciendo simulaciones con todas las combinaciones posibles de estos valores, se pueden identificar los parámetros claves (Law y Kelton, 1994). Considerando un análisis combinatorio con los máximos y mínimos de k parámetros, se necesitan numerosas simulaciones (por ejemplo con 10 parámetros da un total de 1024 simulaciones) que en el caso de sistemas complejos puede llevar a la imposibilidad de desarrollar este análisis. En este estudio se ha seguido el esquema presentado en la Tabla 1, donde se entregan las etapas de este procedimiento.

Tabla 1 Procedimiento utilizado para análisis de sensibilidad combinatorio

Etapas	Descripción
1	Seleccionar variable de interés
2	Determinar rango de los parámetros en base a información bibliográfica o de laboratorio para determinar el valor medio, máximo y mínimo
3	Estimar variable de interés para el caso base
4	Realizar análisis de sensibilidad individual usando los valores máximos y mínimos (e intermedios)
5	Determinar los parámetros más sensibles
6	Realizar análisis de sensibilidad combinatorio o discreto para los parámetros más sensibles identificados en la etapa anterior

En el área de los modelos de calidad del agua superficial se han realizado análisis de sensibilidad para un decaimiento de primer orden (Jaffe y Parker, 1984), para el modelo de Streeter-Phelps para el oxígeno disuelto (Chadderton et al., 1982) y para el oxígeno disuelto usando el modelo QUAL2E en un sistema hídrico complejo como el río Passaic en EE.UU., (Melching y Yoon, 1996).

3. MODELO MATEMÁTICO

La modelación del transporte de plaguicidas implica la modelación de los procesos de precipitación-escorrentía, erosión y transporte de los compuestos, tanto en forma disuelta como adsorbidos (Novotny & Olem, 1994). El modelo utilizado ha sido descrito previamente en esta misma revista en López y Barra (2000) y EULA (1999). Los parámetros de cada componente y las interacciones entre las ecuaciones se muestran esquemáticamente en la Figura 1.

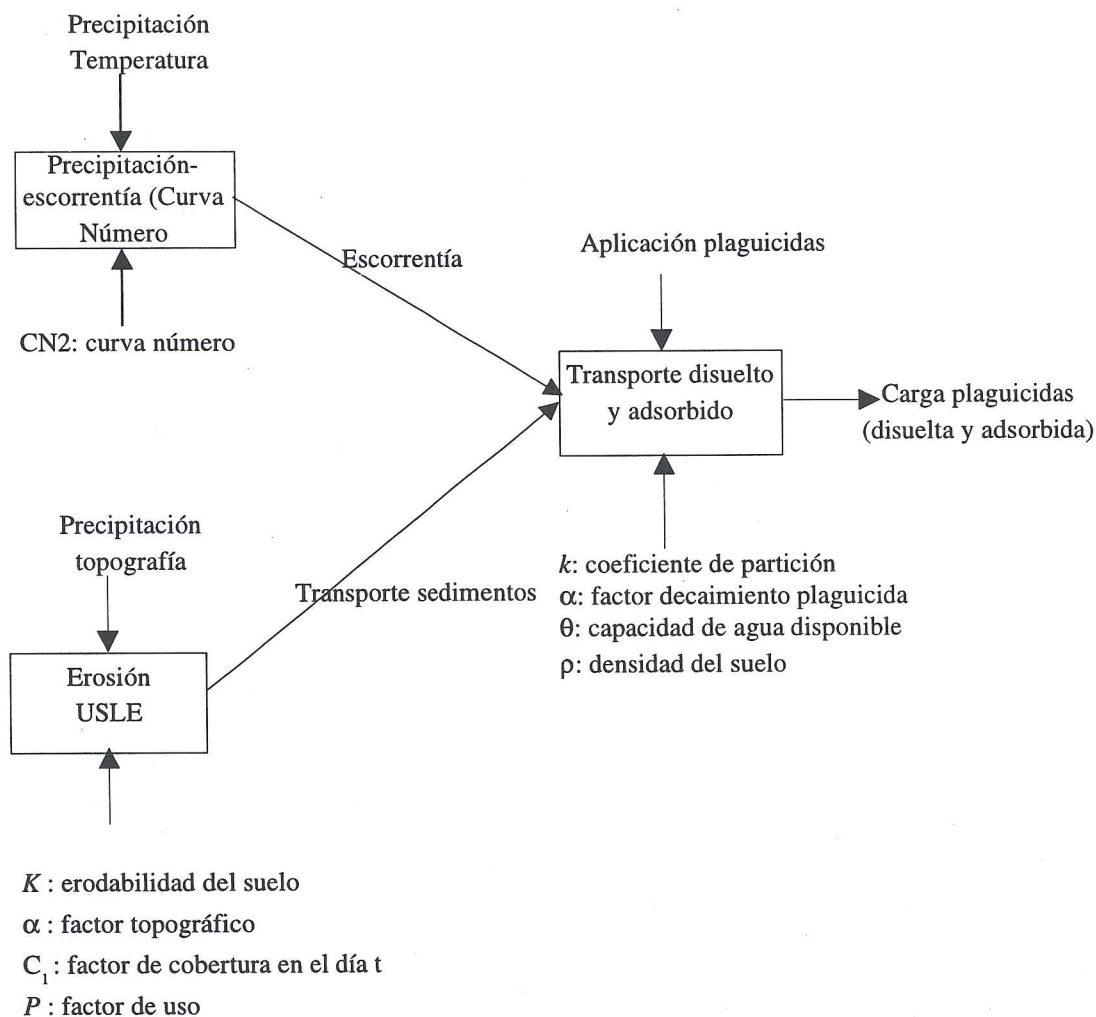


Figura 1 Esquema de modelación del transporte de plaguicidas e identificación de parámetros

4. CASO DE ESTUDIO

El caso de estudio se describe en detalle en López y Barra (2000). Corresponde a un predio con cultivo de remolacha. La superficie de este predio se ha definido en 10 há con una pendiente del 2%. La clasificación del tipo de suelo, según la textura, es B (US-SCS, 1985).

Se analizan las cargas del plaguicida chloridazon, ampliamente utilizado en cultivos de remolacha como herbicida de presiembra. Es un herbicida aplicado al suelo activo, residual, sistémico altamente selectivo en el control de malezas de hoja ancha, en remolacha azucarera.

Con estos antecedentes, los valores estimados de los parámetros requeridos se encuentran en la Tabla 2.

Tabla 2. Parámetros para modelos de precipitación-escorrentía, erosión y transporte de plaguicidas (de López y Barra, 2000)

Modelo	Parámetros	Valor
Precipitación-escorrentía	Curva Número, CN2	72 ^a , meses de cultivo 85 ^b , meses sin cultivo
Erosión, USLE	Erosividad, coeficiente <i>a</i>	0.35, meses secos 0.20, meses húmedos
	Erodabilidad, <i>K</i>	0.42 ^c
	Factor topográfico, <i>LS</i>	0.20 ^d
	Cobertura	0.24 ^e , meses sin cultivo 0.15, meses de cultivo
Transporte plaguicidas	Práctica de cultivo, <i>P</i>	1, surcos
	Capacidad de agua disponible, θ	0.18
	Coeficiente de partición, <i>k</i>	1.41 ^f
	Densidad del suelo, ρ , g/cm ³	1.4
	Vida media, $t_{1/2}$	21 días, $\alpha = 0.033$ 1/día
	Aplicación plaguicida	4300 g/há, cada 31 de ago.

^a se asume grupo de suelo B, suelo en buenas condiciones hidrológicas, tipo de cultivo extendido (US-SCS, 1986)

^b durante meses sin cultivo el suelo se encuentra con cubierta de residuos

^c de Tabla 12.10.1 (Maidement, 1993)

^d para un predio de 10 há con una pendiente de 2%, de Figura 12.10.3 (Maidment, 1993)

^e 20% cobertura vegetal apreciable y hierba (0.24), 40% cobertura y hierba (0.15)

^f $k_p = f_{oc} k_{oc} = 0.0059(\%MO)k_{oc}$, con % MO: materia orgánica

Para el cálculo de las cargas transportadas de chloridazon se ha utilizado la información pluviométrica de la estación Agrometeorológica de la Universidad de Concepción en la ciudad de Chillán, con el período de registros de precipitación diaria desde enero de 1977 hasta diciembre de 1984.

5. RESULTADOS

Utilizando el modelo propuesto por López y Barra (2000) para simular el transporte de plaguicidas desde un predio agrícola en la

cuenca del río Chillán, se analizaron cinco situaciones diferentes para cada parámetro. Las simulaciones se hicieron sistemáticamente, siguiendo el procedimiento planteado en la Tabla 1. Los rangos en que se encuentran los

parámetros fueron tomados de US-SCS (1986) y Maidment (1993). Las simulaciones y los valores estimados para cada parámetro se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Rango de valores de los parámetros

Modelo	Parámetros	Mínimo	Intermedio 1	Caso Base	Intermedio 2	Max
P-E	CN2	75.0 65.0	80.0 68.5	85.0 72.0	90.0 78.5	95.0 85.0
Erosión, USLE	a	0.25 0.10	0.30 0.15	0.35 0.20	0.40 0.30	0.45 0.40
	K	0.370	0.395	0.420	0.455	0.490
	LS	0.150	0.175	0.200	0.225	0.250
	C	0.100 0.150	0.125 0.195	0.150 0.240	0.200 0.295	0.250 0.350
	P	0.90	0.95	1.00	1.05	1.10
Transporte plaguicidas	θ	0.150	0.165	0.180	0.200	0.220
	k	1.200	1.305	1.410	1.505	1.600
	ρ	1.30	1.35	1.40	1.45	1.50
	α	0.0230	0.0280	0.0330	0.0395	0.0460

El análisis de sensibilidad se basó en los gráficos araña (Eschenbach, 1992), que se efectuaron para cada año y para el período total considerado (1977 - 1984).

5.1 Plaguicida anual transportado

Usando los límites de los parámetros indicados en la Tabla 3, se han construido gráficos araña para cada uno de los años (figuras no incluidas en este artículo). De estos gráficos se han identificado los parámetros CN2 y α como los más sensibles. Para averiguar si la sensibilidad es dependiente del régimen de precipitaciones, se muestran en la Figura 2 las variaciones porcentuales del porcentaje de plaguicida disuelto para cada uno de los años en función de la precipitación acumulada durante los meses de septiembre, octubre y noviembre, que son los meses en que existe un transporte significativo de plaguicidas (ver López y Barra, 2000). En estos gráficos se puede apreciar que el porcentaje de variación

del plaguicida disuelto aumenta hasta 35 veces el valor del caso base, usando el máximo valor de CN2, y hasta el doble para el valor mínimo de CN2. Por el contrario, no se observa una relación entre el porcentaje de variación y la precipitación acumulada para el parámetro decaimiento (ver Figura 3).

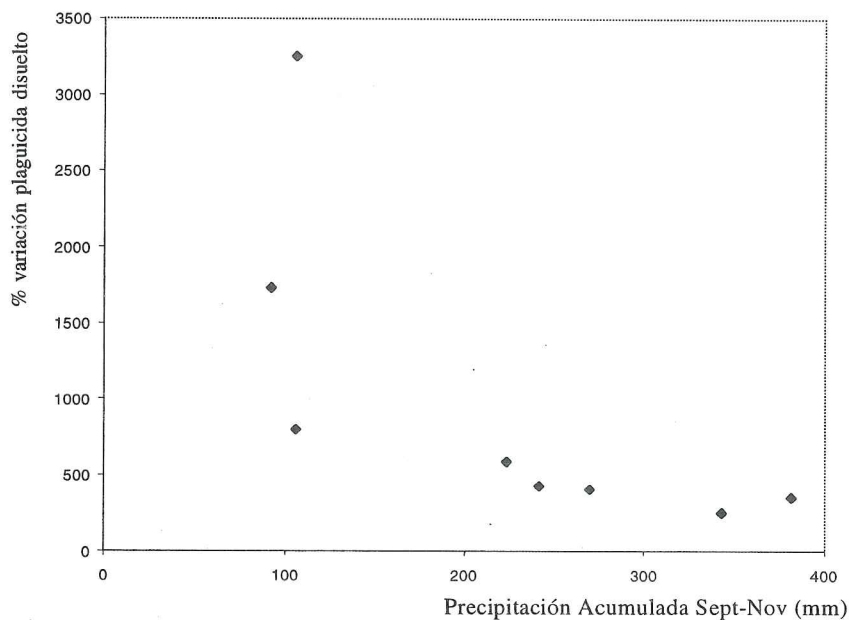
Por otra parte, no se encontró una correlación entre la sensibilidad de los parámetros CN2 y α en función de la precipitación acumulada para la fracción adsorbida.

5.2 Plaguicida total transportado

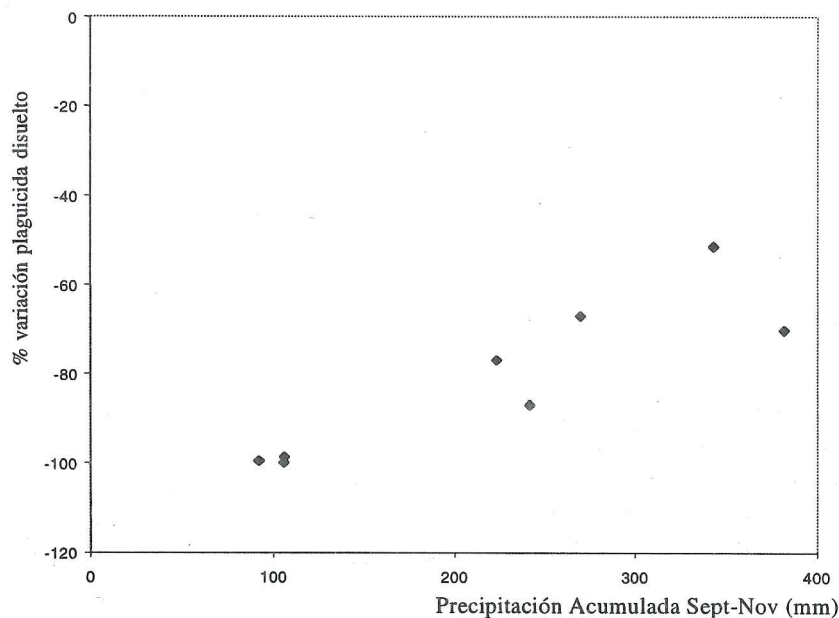
Se ha analizado también la sensibilidad de los parámetros en la estimación de la cantidad total de plaguicida transportado, en forma disuelta y adsorbida, durante los años 1977-1984. Para el total adsorbido, se aprecia en la Figura 4 que los parámetros más sensibles son el valor de la curva número (CN2), sensibilidad positiva, y la constante de decaimiento (α),

sensibilidad negativa. También se aprecia que los parámetros del modelo USLE (K, P y LS) tienen la misma sensibilidad al ser éste un modelo multiplicativo (el factor de cobertura C no es lineal al considerar dos valores

dependientes de la estación). La sensibilidad del plaguicida total adsorbido a la densidad del suelo, ρ , no se considera importante debido al estrecho rango en que se encuentra esta última.



a) porcentaje de variación con valor máximo de la curva número CN2



b) porcentaje de variación con valor mínimo de la curva número CN2

Figura 2. Sensibilidad del parámetro curva número (CN2) a la precipitación acumulada para el plaguicida disuelto

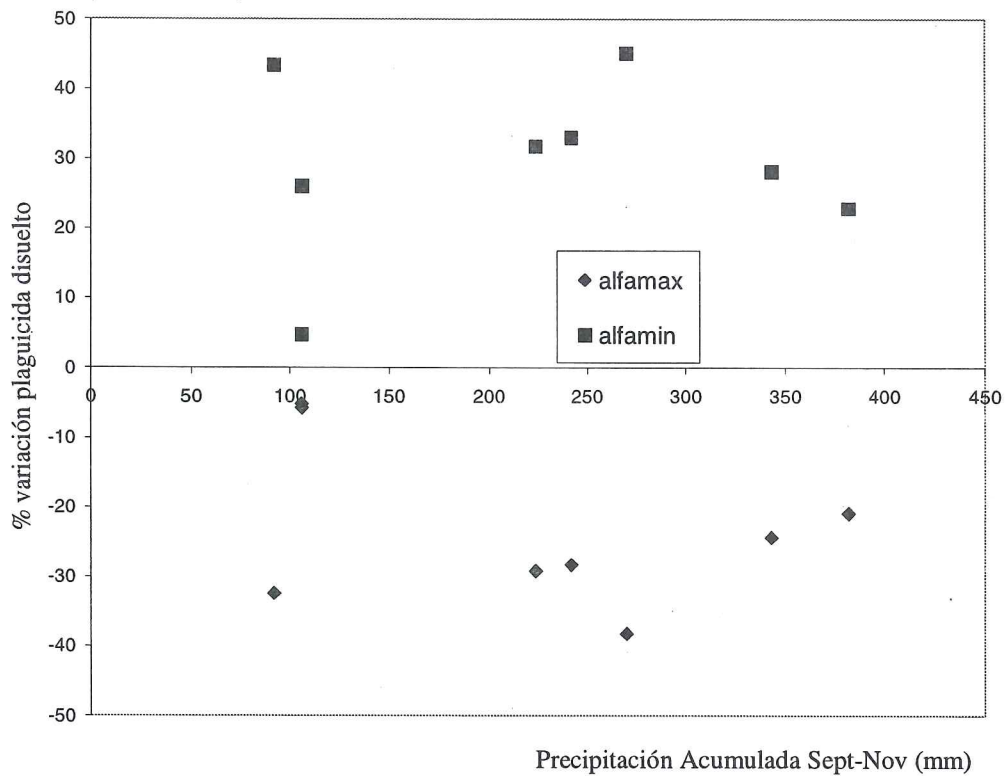


Figura 3. Sensibilidad del parámetro decaimiento (α) a la precipitación acumulada para el plaguicida disuelto

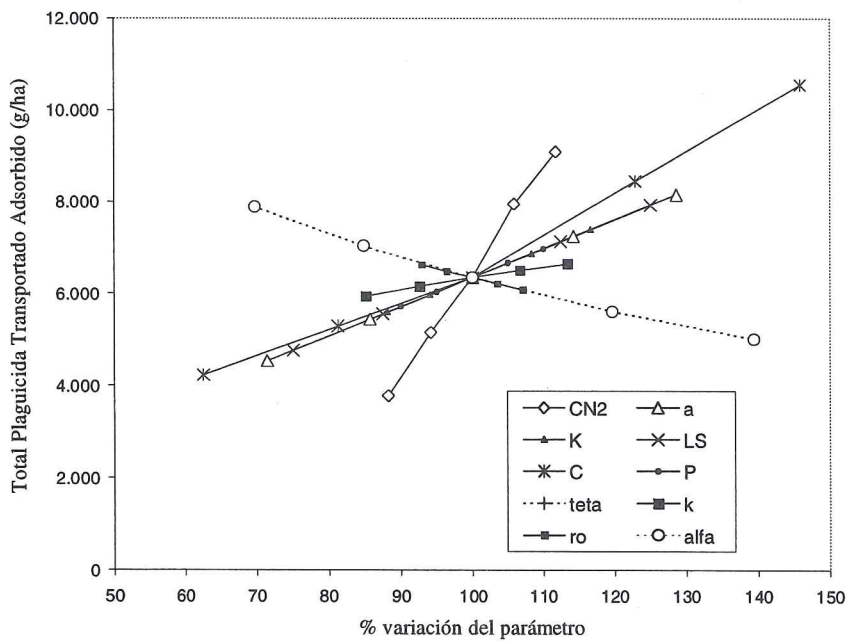


Figura 4. Sensibilidad del total adsorbido a los parámetros para el período 1977-1984

De la misma manera, en la Figura 5 se muestra la sensibilidad del total transportado en forma disuelta a los parámetros del modelo.

En esta figura es evidente la importancia del parámetro curva número (CN2) en la estimación del total disuelto.

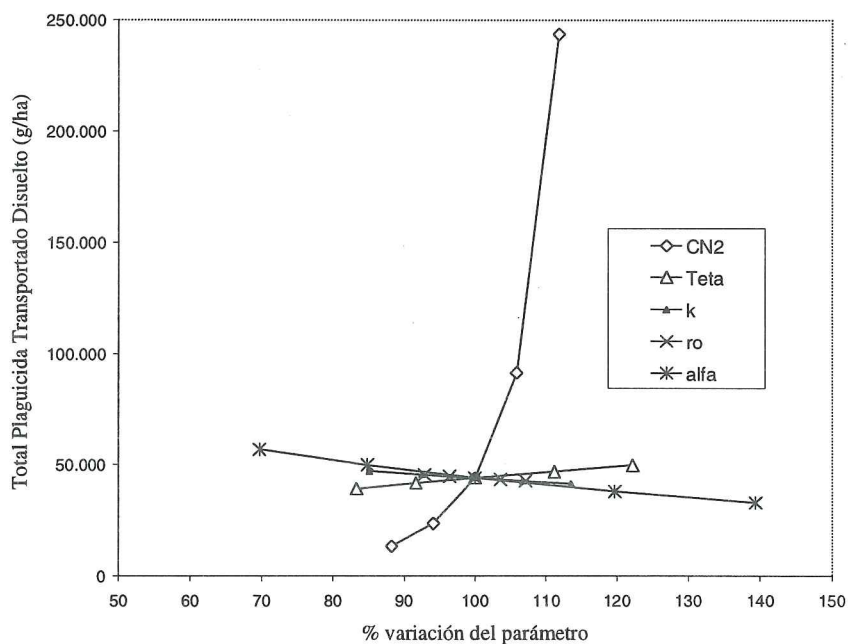


Figura 5. Sensibilidad del total disuelto a los parámetros para el período 1977-1984

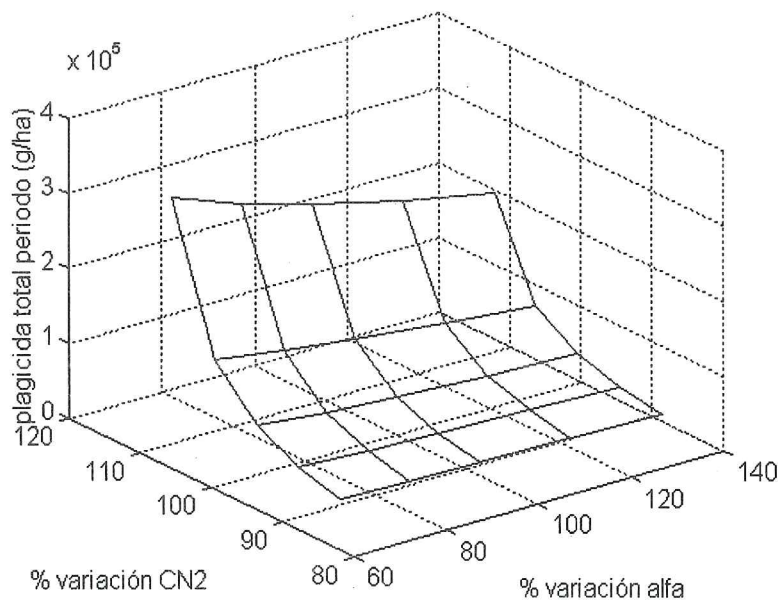


Figura 6. Análisis discreto para la variación de carga total en función de CN2 y α

5.3 Análisis discreto

Se han identificado los parámetros CN2 y como los más sensibles en la estimación de las cargas de plaguicidas anuales y totales. Con estos parámetros se ha realizado un análisis discreto, en el cual se han variado dentro del plano formado por el rango de estos parámetros para estimar la variación de la carga total (disuelto + adsorbido) en el período de simulación. En la Figura 6 se aprecia que la cantidad total de plaguicida transportado durante el período 1977-1984 aumenta hasta 5,5 veces el valor del caso base, usando el máximo valor de la curva número y el mínimo valor del parámetro de decaimiento, y disminuye hasta 4 veces el valor del caso base, usando el mínimo valor de la curva número y el máximo valor del parámetro de decaimiento.

6. CONCLUSIONES

Un análisis de sensibilidad individual fue realizado a los parámetros involucrados en un modelo matemático de contaminación difusa, para predecir las cargas de plaguicidas desde un predio agrícola cultivado con remolacha en la cuenca del río Chillán. El modelo incluye la modelación de los procesos de precipitación-escorrentía, erosión y adsorción del compuesto a los sedimentos. Se utilizaron datos de precipitación de 8 años para simular el transporte de cloridazon, compuesto como herbicida.

Los resultados obtenidos muestran que los porcentajes de plaguicida disuelto y adsorbido, tanto anual como total, dependen fuertemente del valor del parámetro Curva Número, CN2, adoptado en el modelo de precipitación-escorrentía y del parámetro de

decaimiento, α . Los restantes parámetros involucrados en los modelos de erosión y de transporte de plaguicidas no influyen significativamente en la estimación de estas variables.

Además, se observa que la sensibilidad del modelo al parámetro CN2 para el porcentaje transportado disuelto se correlaciona con la precipitación acumulada ocurrida dentro de los tres primeros meses después de la aplicación del plaguicida, i.e. septiembre, octubre y noviembre. Al disminuir la precipitación aumenta la sensibilidad, especialmente con el valor máximo de CN2. No se observan correlaciones para el parámetro α con el plaguicida disuelto. Tampoco, con el plaguicida adsorbido para ninguno de los parámetros.

Para estimar la carga total de plaguicida transportado, los parámetros más sensibles son el valor de la curva número (CN2), sensibilidad positiva, y la constante de decaimiento (α), sensibilidad negativa. Utilizando el valor máximo de CN2 y el valor mínimo de α , resultan los valores más altos.

Para calcular adecuadamente las cantidades de plaguicida disueltas y adsorbidas, utilizando el presente modelo, deberían concentrarse los esfuerzos en calibrar con la mayor certeza posible los valores de la curva número y el decaimiento del plaguicida.

7. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Fondo para el mejoramiento del patrimonio fitosanitario del Servicio Agrícola y Ganadero que financia el proyecto "Desarrollo de una Metodología para la evaluación y mitigación de la contaminación de aguas y suelos: Aplicación a la cuenca del río Chillán".

8. REFERENCIAS

- Chadderton, R. A., A. C. Miller y A. J. McDonnell (1982) "Uncertainty analysis of dissolved oxygen model". *Journal of Environmental Engineering*, 18, EE5, 1003-1012.
- EULA, Centro EULA-Chile (1999) Informe de avance N° 2. *Desarrollo de una metodología para la evaluación y mitigación de la contaminación de aguas y suelos: Aplicación a la cuenca del río Chillán*. 214 pp.
- Eschenbach, T. G. (1992) "Spider plots versus tornado diagrams for sensitivity analysis". *Interface*, 22, 44-46.

- Jaffe, P. R. y F. L. Parker (1984) "Uncertainty analysis of first order decay model". *Journal of Environmental Engineering*, 110(1), 131-139.
- López, A. (1999) *Stochastic Water Quality Models: Solution, Calibration and Application*. Tesis para optar al grado de Doctor, Cornell University, EE.UU.
- López, A. y R. Barra (2000) "Modelación Teórica del Transporte de Plaguicidas desde un Predio Agrícola en la Cuenca del Río Chillán". *Revista de la Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica*. Vol N°1, 21-31.
- Maidment, D. R., Ed. (1993) *Handbook of Hydrology*, McGraw-Hill Inc., New York.
- Mays, L. W. (1996) *Water Resources Handbook*. McGraw-Hill, New York.
- Melching, C. S. y S. Anmangandla (1992) "Improved first-order uncertainty analysis method for water-quality models". *Journal of Environmental Engineering*, 118(5), 791-804.
- Melching, C. S. y C. G. Yoon (1996) "Key sources of uncertainty in QUAL2E model of Passaic river". *Journal of Water Resources Planning and Management*, 122(2), 105-113.
- Novotny, V. y H. Olem (1994) *Water Quality, Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution*, van Nostrand Reinhold, New York, EE.UU.
- Steinberg, L. J., K. H. Reckhow y R. L. Wolpert (1997) "Characterization of parameters in mechanistic models: a case study of a PCB fate and transport model". *Ecological Modelling* 97, 35-46.
- US-SCS, United States Soil Conservation Service (1986) "Urban Hydrology for Small Watersheds", *Tech. Release 55*, Second Edition, Washington D.C.

HIDROGRAMAS GENERALIZADOS DEBIDOS A LA FALLA DE UNA PRESA*

Ing. Luis Navarro
Ing. Pedro Valencia
Prof. Ramón Fuentes
JRI Consultores, Santiago, Chile

RESUMEN

Se ha desarrollado un modelo generalizado en variables adimensionales para el estudio de la crece producida por la ruptura progresiva (no instantánea) de una presa. El modelo permite una discusión sencilla y racional del comportamiento de la crece. Entre otras características permite definir la magnitud y el tiempo en que ocurre el caudal pico.

INTRODUCCIÓN

Una catástrofe de características muy especiales es la ruptura de una presa. El líquido que escapa desde el muro roto constituye una crece que puede ser enorme.

Es ocioso comentar la gravedad que puede asumir el fenómeno, pero conviene enfatizar que es relativamente frecuente: En un informe al respecto realizado por Johnson e Illes [11] se afirma que entre 1946 y 1965 se

produjeron 36 fallas mayores de presas (¡Cerca de 2 por año!). Biswas y Chatterjee [5], examinando más de 300 fallas de presas concluyeron que el 35 % de los desastres se produjeron por creces que los evacuadores no pudieron descargar y el 25 % por problemas de fundaciones.

PLANTEAMIENTO

El problema es multiforme. Esquemáticamente se pueden distinguir dos situaciones extremas:

- La presa puede ser destruida casi instantáneamente (bombas - Segunda Guerra Mundial).
- Al estar llena puede fallar por falta de capacidad de evacuación de los vertederos frente a una crece excepcional o por asentamiento o deformación causada por sismo. El líquido pasa por sobre el muro y talla rápidamente una brecha.

En este trabajo se supone esta segunda situación.

* Publicado en las Memorias del XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, realizado en ciudad de Córdoba, Argentina, en octubre del año 2000

Se demostrará que la crece provocada por la brecha puede ser descrita mediante un modelo matemático simple y muy general el que permite no solamente calcular el caudal instantáneo, sino también el caudal pico y su tiempo de ocurrencia.

ANTECEDENTES

El caso en que se supone la destrucción instantánea y total del muro ha sido tratado desde hace más de un siglo (Ritter [16]). Otros trabajos notables en esta dirección son debidos a Schoklitsch [17], Ré [15] y Stoker [18]. Más recientemente se han realizado otras contribuciones, entre las que cabe citar a Aguirre Pe [1, 2] y Pacheco et al. [13]. Una revisión elegante del tema se encuentra en el texto de Montes [12]

Respecto a estudios analíticos sobre el tránsito de avenidas en vasos recientemente han realizado contribuciones Aldama y Aguilar [3] y Aldama y Ramírez [4]

Los hidrogramas de salida por una brecha han sido estudiados por Yevjevich [19]. Su metodología es bastante completa pero no toma en cuenta el avance temporal de la brecha.

La dinámica de la brecha ha sido estudiada por Fread [9]. Una revisión de los trabajos de Fread se encuentra en el texto de French [10].

Trabajos posteriores de Fread y otros han sido vaciados en programas comerciales por BOSS INTERNATIONAL (BOSS BREACH y BOSS DAMBRK [1995]).

Paquier y Robin [14] han desarrollado un modelo simplificado de la ruptura de la presa y de los caudales resultantes.

ECUACIONES DE BASE

Respecto a la dinámica de la brecha se acepta aquí la hipótesis de Fread [9], según la exposición de French [10]: la brecha crece linealmente manteniendo una forma trapezoidal (Figura N° 1). Entonces, se puede escribir:

$$H_b = H_{bf} - F(t^*) \quad (1)$$

$$B_b = B_{bf} F(t^*) \quad (2)$$

$$F(t^*) = t^* H(1 - t^*) + H(t^* - 1) \quad (3)$$

$$H_o - H_b = H - H_v \quad (4)$$

$$t^* = \frac{t}{\tau}$$

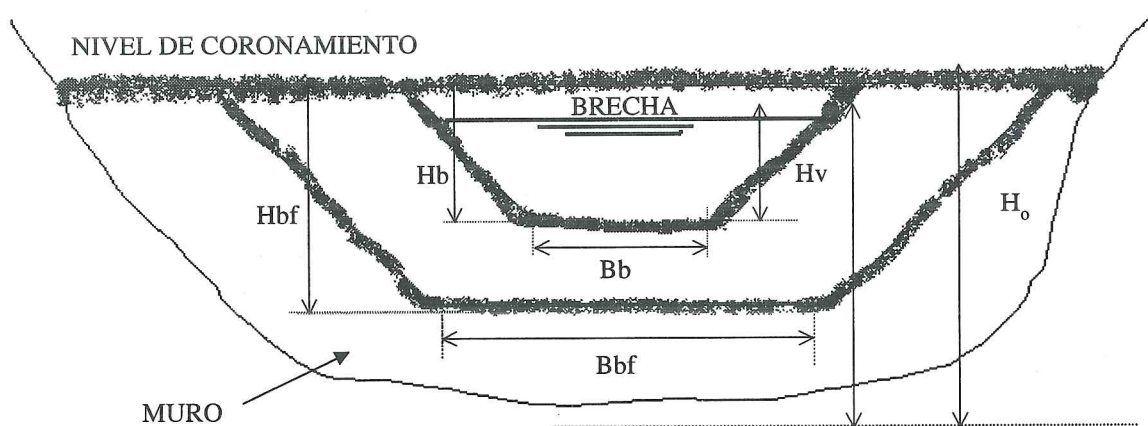


Figura n° 1

Dinámica de la brecha según Fread

- t : Tiempo elapsado desde el inicio de la falla
 τ : Tiempo total de falla
 H_o : Altura del líquido en la presa cuando se produce la falla
 H : Altura del líquido en un instante posterior
 H_b : Altura de la brecha, medida desde H_o
 H_{bf} : Altura final de la brecha
 H_b : Ancho basal de la brecha
 B_{bf} : Ancho final de la brecha
 Z : Tangente del ángulo de las paredes laterales de la brecha con la vertical
 H_v : Carga de la brecha, considerada como un vertedero
 $H(x)$: Función escalón unitario de Heaviside, definida como:

$$H(x) = \begin{cases} =0 & \text{si } x < 0 \\ =1 & \text{si } x > 0 \end{cases}$$

El caudal que es evacuado instantáneamente por la brecha Q se considera la suma del caudal por la zona triangular Q_t y por la zona rectangular Q_r de la brecha. Ellos pueden expresarse (Domínguez [8]):

$$Q_t = \frac{8}{15} Z C_t \sqrt{2g} H_v^{5/2}$$

$$Q_r = \frac{2}{3} C_r B_b \sqrt{2g} H_v^{3/2}$$

$$Q = Q_r + Q_t$$

g : Aceleración de gravedad

C_r y C_t son coeficientes adimensionales de gasto.

Ahora, el caudal total Q que sale lo hace a expensas del volumen del embalse, a la tasa A ($-dH/dt$) y entonces:

$$-A \frac{dH}{dt} = Q = \frac{2}{3} C_r B_b \sqrt{2g} H_v^{3/2} + \frac{8}{15} Z C_t \sqrt{2g} H_v^{5/2} \quad (5)$$

Las curvas de volumen versus H (y por lo tanto de área A versus H) se pueden expresar por fórmulas monomias con exponentes fraccionarios o polinómicas (Yevjevich [19], Aldama y Ramírez, [4]). Sin embargo, los autores del presente trabajo han encontrado en numerosos casos que la relación que liga H y A es, muy aproximadamente, la que rige para una superficie cónica de generatrices rectas, esto es:

$$A = C_t H^2$$

O bien:

$$A^* = H^{*2} \quad (6)$$

$$A^* = \frac{A}{A_o}$$

$$H^* = \frac{H}{H_o}$$

H_o : Altura líquida de referencia en la presa
 A_o : Área del espejo líquido para $H = H_o$

En apoyo a esta afirmación se muestran en la Figura N° 2 las curvas adimensionales para dos presas reales (datos de Chow et Al. [7]).

Se introducen ahora las variables adimensionales siguientes:

$$B_b^* = \frac{B_b}{H_o}$$

$$H_v^* = \frac{H_v}{H_o}$$

$$Q^* = \frac{Q}{Q_o} = \frac{Q}{(A_o H_o / \tau)}$$

$$\alpha_r = \frac{2}{3} C_r \frac{H_o \tau \sqrt{2g} H_o}{A_o}$$

$$\alpha_t = \frac{8}{15} Z C_t \frac{H_o \tau \sqrt{2g} H_o}{A_o}$$

Entonces la ec. 5 deviene:

$$Q^* = -H^{*2} \frac{dH^*}{dt^*} = (\alpha_r B_b^* + \alpha_t H_v^*) H_v^{*3/2} \quad (7)$$

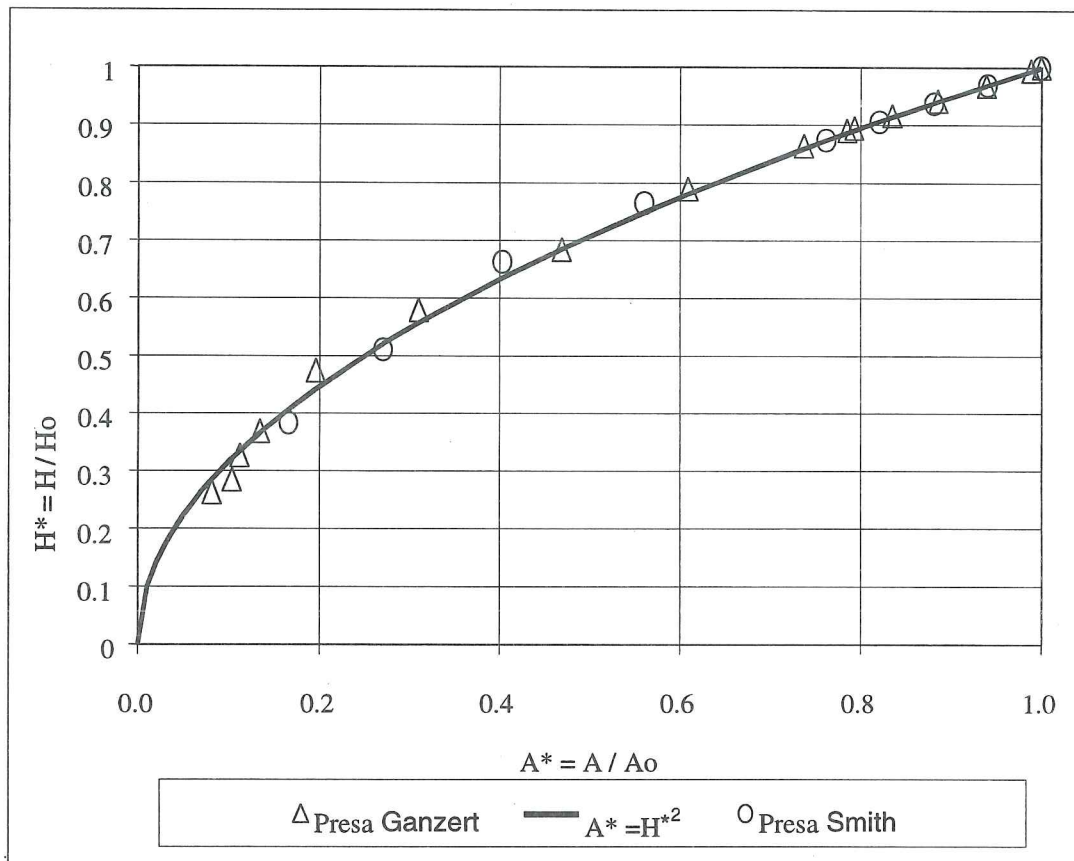


Figura 2
Curvas adimensionales de área versus altura

Expresando Bb^* y Hv^* mediante las relaciones 1 a 4:

$$Q^* = -H^{*2} \frac{dH^*}{dt^*} =$$

$$\left[\alpha_r Bbf^* F(t^*) + \alpha_t \left(Hbf^* F(t^*) + H^* - 1 \right) \right] \quad (8)$$

$$[Hbf^* F(t^*) + H^* - 1]^{3/2}$$

$$Bbf^* = \frac{Bbf}{H_o}$$

$$Hbf^* = \frac{Hbf}{H_o}$$

SIMPLIFICACIONES

La dinámica de la brecha y de la crece que emana de ella depende de cuatro parámetros adimensionales α_r , α_t , Bbf^* y Hbf^* . La ecuación 8 no parece ser integrable en forma exacta, pero es fácil tratarla numéricamente. Se ha empleado en lo que sigue el método de Runge y Kutta de cuarto orden (Burden y Faires [6]).

Para poder realizar una descripción corta y sencilla del fenómeno se tomará un caso particular importante:

$Bbf^* = 0$ (la brecha es triangular)

$Hbf^* = 1$ (la brecha compromete todo el muro, hasta la base)

Entonces, la ec.7 se simplifica a:

$$Q^* = -H^{*2} \frac{dH^*}{dt^*} = \alpha t [F(t^*) + H^* - 1]^{5/2} \quad (9)$$

RESULTADOS

Sobre la Figura N° 3 se pueden observar los resultados del cálculo para el desarrollo de la crece para diferentes valores de αt . Se observa que el pico de la crece aumenta con αt y retrocede en el tiempo cuando αt aumenta. Como ejemplo, para $\alpha t = 1/2$ el pico se produce en el instante en que la brecha se fija ($t^* = 1$). Al otro extremo, para $\alpha t = 10$ el embalse se vacía casi completamente antes que la brecha termine de formarse.

En la Figura N° 4 se muestran el tiempo t^*p para la producción del pico de caudal Q^*p

y este como funciones de αt . Se observa que el pico de caudales se produce para $t^*p = 1$ si αt es menor que un valor cercano a 1.2 y que en ese punto Q^*p es cercano a 0.5.

CONCLUSIONES

Se ha desarrollado un modelo matemático sencillo para la crece que sale de la ruptura de una presa. El modelo permite definir el caudal pico y su tiempo de ocurrencia. Asimismo permite una discusión sencilla y racional del comportamiento de la crece.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Ing. Juan Carlos Rayo, Presidente de JRI Consultores, la autorización otorgada para publicar este trabajo.

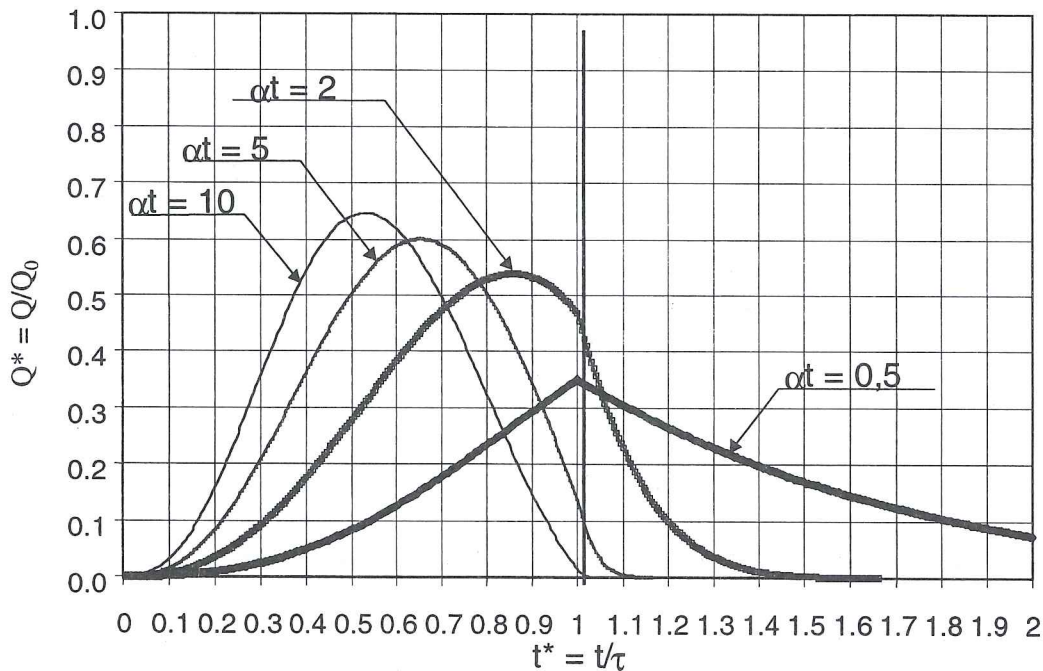


Figura N° 3
Desarrollo de la Crece para diferentes valores de α

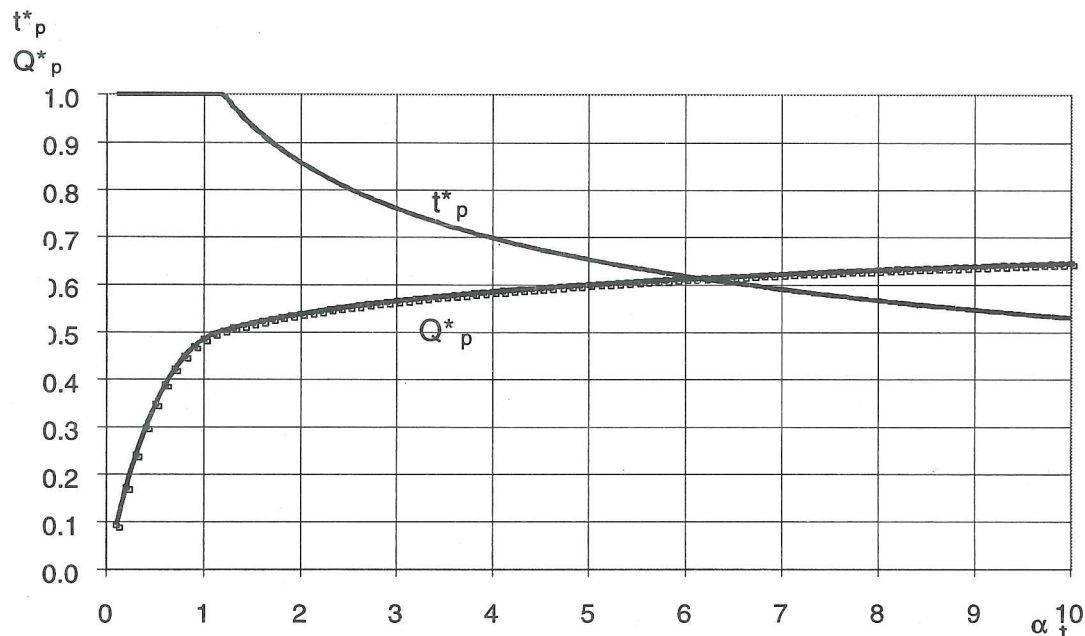


Figura N° 4

REFERENCIAS

- [1] Aguirre Pe, J. y Quisca, S.: "Simulación numérica de una onda viscosa de superficie libre", *Memorias de XVI Congreso de La División Regional Latinoamericana de la Asociación Internacional de Investigaciones Hidráulicas*, Santiago, Chile, Noviembre 1994.
- [2] Aguirre Pe, J., Moncada, A.T. y Olivero, M.L.: "Deposición de barros y escombros", *Memorias de XVIII Congreso de La División Regional Latinoamericana de la Asociación Internacional de Investigaciones Hidráulicas*, Oaxaca, México, Octubre 1998.
- [3] Aldama, A. y Aguilar, E.: "Antitránsito de avenidas en vasos", *Memorias de XVII Congreso de La División Regional Latinoamericana de la Asociación Internacional de Investigaciones Hidráulicas*, Guayaquil, Ecuador, Octubre 1996.
- [4] Aldama, A. y Ramírez, A.I.: "Tránsito de avenidas en almacenamientos a través de una solución analítica", *Memorias de XVIII Congreso de La División Regional Latinoamericana de la Asociación Internacional de Investigaciones Hidráulicas*, Oaxaca, México, Octubre 1998.
- [5] Biswas, A.K. y Chatterjee, S.: "Dam disasters - an assessment", *Engineering Journal*, Marzo 1971.
- [6] Burden, R.L. y Faires, J.D.: *Análisis Numérico*, Tercera Edición, Grupo Editorial Iberoamérica, 1985.
- [7] Chow, V.T., Maidment, D.R. y Mays, L.W.: *Hidrología Aplicada*, Ed. McGraw-Hill, 1994.
- [8] Domínguez, F.J.: *Hidráulica*, Cuarta Edición, Editorial Universitaria, Santiago, Chile, 1974.
- [9] Fread, D.L.: "DAMBRK: The NWS Dam-Break Flood Forecasting Model", *National Weather Service, Office of Hydrology*, Silver Spring, Maryland, Enero 1982.
- [10] French, R.H.: *Hidráulica de canales abiertos*, Ed. McGraw-Hill, 1988.

- [11] Johnson, F.A y Illes, P.: "A classification of dam failures", *Water Power & dam Construction*, Diciembre 1976.
- [12] Montes, S.: *Hydraulics of Open Channel Flow*, ASCE Press, 1998.
- [13] Pacheco, R., Passoni, G., Cataño, Y. y Toro, M.: "Comparación entre diferentes soluciones numéricas para el cálculo de la onda generada por la ruptura instantánea de una presa", *Memorias de XVIII Congreso de La División Regional Latinoamericana de la Asociación Internacional de Investigaciones Hidráulicas*, Oaxaca, México, Octubre 1998.
- [14] Paquier, A. Y Robin, O.: "CASTOR: Simplified Dam-Break Wave Model", *Journal of Hydraulic Engineering*, Agosto 1997, PP.724-727.
- [15] Ré, R.: "Etude de lacher instantané d'une retenue d'eau dans un canal para la méthode Graphique", *La Houille Blanche*, I, 3, 1946, pp. 181-187.
- [16] Ritter, A.: "Die Fortpflanzung der Wasserwellen", *Vereine Deutscher Ingenieure Zeitschrift*, Berlin, 36, 2, 33, August 13, 1892, pp. 947-954.
- [17] Schoklitsch, A.: "Über Dambruchwellen", *Sitzungsberichte der Konigliche Akademie der Wissenschaften*, Vienna, 126, Part IIa, 1917, pp. 1489-1514
- [18] Stoker, J.J.: "Water Waves", *Interscience Publishers*, Ed. McGraw-Hill, 1957.
- [19] Yevjevich, V.: "Sudden Water Release", Capítulo 15, "Unsteady Flow in Open Channels", K. Mahmood y V. Yevjevich, Eds., Water Resources Publications, Fort Collins, Colorado, USA, 1975.

DESARROLLO DE CUÑA DE SEDIMENTO EN LA DESEMBOCADURA DEL ESTERO MARGA MARGA V REGIÓN

Javier Vásquez, Karla González, Christian González
Instituto Nacional de Hidráulica, Santiago, Chile

RESUMEN

Se presenta un análisis sobre la formación de una cuña costera de sedimentos como producto de la descarga de crecidas en la desembocadura del Estero Marga Marga, V Región en Chile. Sobre la base de ensayos en un modelo físico se caracteriza la geometría y desarrollo de la cuña y se discute la influencia del caudal de la crecida fluvial. El análisis se completa con una evaluación de los volúmenes sólidos aportados por el estero y los que conforman la cuña. Para investigar la interacción con el oleaje incidente, el estudio se complementó con el modelado numérico de la hidrodinámica, es decir, la interacción entre el oleaje y el escurrimiento fluvial, y del transporte local de sedimentos. Teniendo presente que en el litoral chileno existen numerosas desembocaduras de similares características, se espera que el caso presentado pueda contribuir al entendimiento de la compleja relación entre los aportes sólidos fluviales y los equilibrios morfodinámicos costeros de estas formaciones.

INTRODUCCIÓN

El comportamiento de los sedimentos en el medio costero es bastante complejo y aún se requiere mucho trabajo para llegar a una base de conocimiento que permita identificar, caracterizar y cuantificar en forma precisa los procesos involucrados. Además de la mecánica del transporte litoral de sedimentos, también se requiere avanzar en la relación entre las tasas de transporte, las tasas de alimentación del sistema costero y la evolución morfológica de la línea de playa. Considerando la extensión del litoral chileno y la complejidad de la hidrología y condiciones marítimo-costeras, la creciente presión sobre el medio costero implica una necesidad de mejorar el conocimiento y técnicas de análisis de este tipo de problemas.

En estudios de evaluación del impacto sedimentológico y morfológico de obras costeras, es usual modelar la evolución de la línea de playa por medio de la ecuación de balance sedimentológico y asumir una determinada forma del perfil de playa. Además se requiere, como condición de borde, especificar la tasa de sedimentos que ingresan al sistema. Normalmente para esta tasa se adoptan distintos escenarios de valores anuales medios o series de tiempo.

* Publicado en las Memorias del XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, realizado en ciudad de Córdoba, Argentina, en octubre del año 2000

Por otra parte es un hecho que las tasas de transporte de sólidos en una crecida fluvial puedan ser ordenes de magnitud superiores a su condición de régimen normal. De esta manera, se puede esperar que los aportes de sedimentos hacia el borde costero, en las desembocaduras de algunos ríos, se generan principalmente en las crecidas y por lo tanto, estos aportes se producen en forma de eventos y no en forma uniforme en el tiempo. Esta característica se pudo observar en el estudio del mejoramiento de la desembocadura del Estero Marga Marga, en la ciudad de Viña del Mar en la costa central de Chile, desarrollado por el Instituto Nacional de Hidráulica por encargo de la Dirección de Obras Portuarias del Ministerio de Obras Públicas.

A continuación se presenta una descripción y análisis de la forma en que los sedimentos son descargados al borde costero en la desembocadura de Estero Marga Marga. Se incluye una descripción de lo observado en ensayos en modelo físico, así como un análisis por modelado numérico de la incidencia del oleaje.

CARACTERÍSTICAS DE LA DESEMBOCADURA

En su tramo bajo, hasta su descarga al mar, el Estero Marga Marga tiene sus márgenes canalizados por paredes verticales en tanto que

su lecho es móvil. Su pendiente media es de 0.15% y tiene un ancho uniforme de 90m. El estero drena una cuenca costera pluvial de 428km², por lo que tiene un estiaje en los meses estivales y crecidas en los meses de invierno que es cuando se presentan las precipitaciones. Para un período de retorno de 10 años la crecida estimada es de 538m³/s en tanto que para 100 años llega a 847m³/s. Aparte de la canalización mencionada, la desembocadura no presenta otras obras. Los sedimentos presentes en el estero son arenas con d50=1mm y sg=3.05mm. En las Fig. 1 y 2 se presentan una fotografía y un esquema de la desembocadura, respectivamente.

MODELO FÍSICO

Las observaciones se realizaron en ensayos en un modelo físico en semejanza de Froude, con escala distorsionada NH= 65 y NV= 40, el cual se muestra en las Figs. 3 y 4. El sedimento se modeló con arena fina (d50= 0.27mm y sg=1.68mm) en semejanza basada en la relación de gasto de fondo dada por Meyer, Peter y Müller. El modelo cubre una extensión de 2.6km hacia aguas arriba de la desembocadura e incluye siete puentes. El equipamiento permitió realizar ensayos con caudal constante e hidrogramas, con la correspondiente alimentación de material sólido. En la desembocadura se modeló el lecho marino hasta la isobata -12.5m NRS.

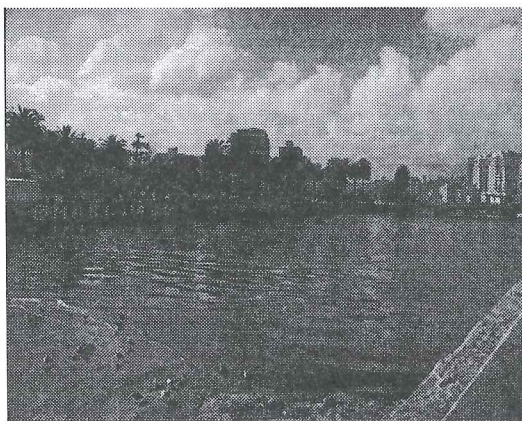


Fig. 1: Desembocadura del Estero Marga Marga

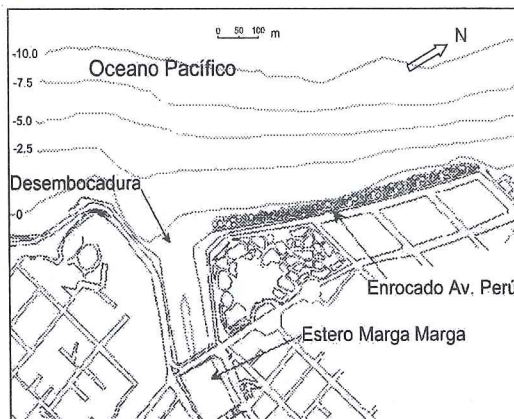


Fig. 2: Planta del sector de la desembocadura del Estero Marga Marga

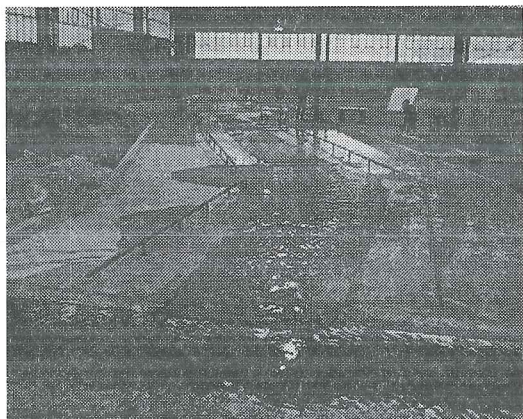


Fig. 3: Vista general del modelo. Se observa ensayo con desborde del estero

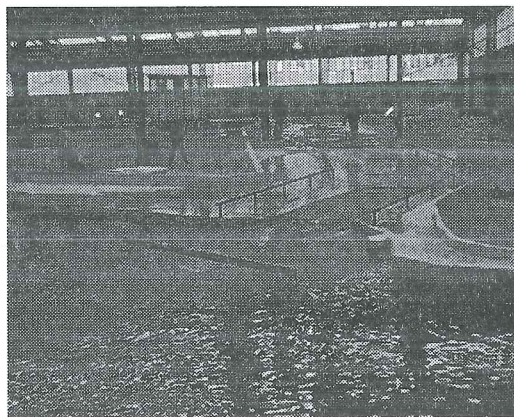


Fig. 4: Vista del modelo desde la desembocadura. Obsérvese el patrón del escurrimiento

ESCURRIMIENTO EN LA DESEMBOCADURA

Producto de la acción del oleaje, la desembocadura presenta una fuerte sedimentación que en los meses de verano genera una barra emergente que se transforma en una playa. En la Fig. 5 se aprecia esta última mientras es modificada por maquinaria a fines del verano. De esta forma, posteriormente en el invierno, las crecidas escurren por sobre la barra, erosionándola.

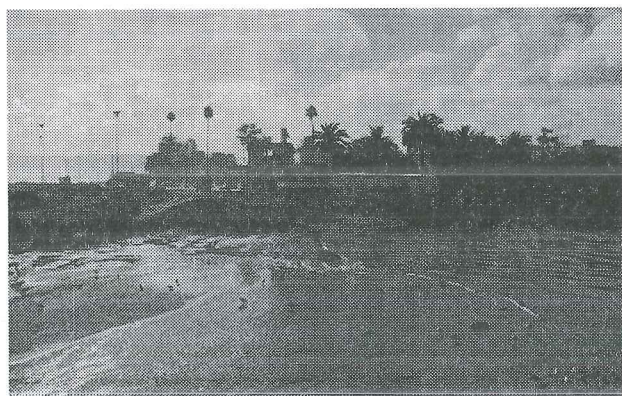


Fig. 5: Vista de la barra en la desembocadura

Al traspasar la desembocadura, el flujo se encuentra con las mayores profundidades del mar y se forma un resalto no desarrollado que se caracteriza por formación de ondas y una expansión del flujo de forma aproximadamente radial.

Corriente abajo del resalto, a medida que aumenta la profundidad, las velocidades del escurrimiento bajan rápidamente.

En la superficie libre se pudo observar que el escurrimiento no sufre una expansión franca sino que desarrolla una forma de tipo elipsoidal. El escurrimiento típico se puede apreciar en la Fig. 6.



Fig. 6: Escurrimiento en la desembocadura

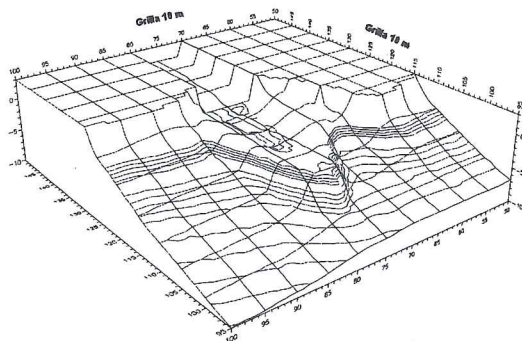


Fig. 7: Batimetría de la cuña de sedimentos

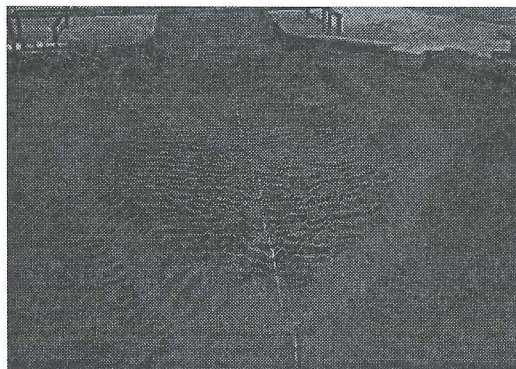


Fig. 8: Cuña de sedimentos, modelo físico, $Q=63\text{m}^3/\text{s}$

Se observó que el escurrimiento presenta características de chorro ya que penetra al mar sin mayor mezcla con las aguas costeras. El chorro es prácticamente simétrico y las máximas velocidades se aprecian en la línea de corriente central, que es precisamente la que alcanza mayor penetración en el mar. Esta línea de corriente está más alejada del efecto de las paredes de la canalización y del intercambio turbulento con el agua de mar circundante que se encuentra prácticamente quieta. En la sección de la desembocadura las velocidades medias son bastante altas y para crecidas entre $663\text{m}^3/\text{s}$ y $847\text{m}^3/\text{s}$ se encuentran en el rango de 3.6m/s a 4.0m/s . Esto equivale a números de Froude entre 0.93 y 0.89 . Además, durante los ensayos en el modelo físico se observó que las trayectorias del arrastre de fondo, es decir de las partículas, siguen claramente las líneas de corriente.

Por lo planteado, se tiene un escurrimiento de altas velocidades que ingresa con características de chorro, es decir, dominado por momentum, que se desacelera rápidamente al entrar en mayor profundidad. En este proceso, las partículas arrastradas por el fondo pierden momentum y tienden a sedimentar formando la cuña que se presenta en las Figs. 7 y 8. Se postula que el volumen de sedimento que forma esta cuña es relevante para mantener el equilibrio sedimentológico de este borde costero.

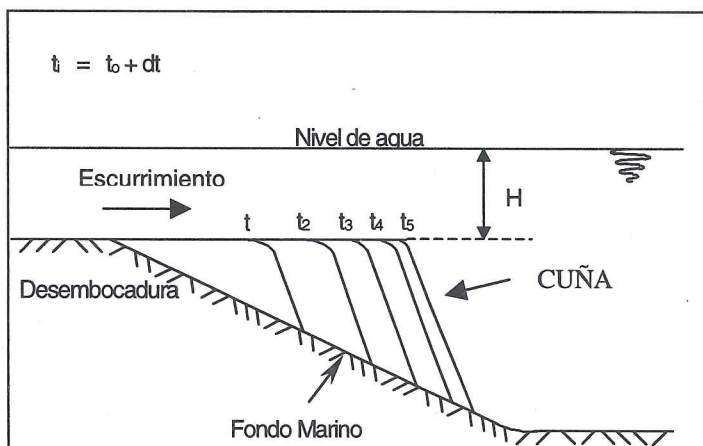


Fig. 9: Esquema de progresión de la cuña

De acuerdo con observaciones realizadas en los ensayos, la cuña se desarrolla como el avance de una duna, esto es, el frente progresa y la altura de aguas (H) sobre ella permanece relativamente constante, por lo que se pudo especular —faltaría una serie de ensayos más sistemática para confirmarlo— que la extensión de la cuña tendría una dependencia de la duración y magnitud de la crecida. Lo que resulta evidente, es que si la altura de agua permanece constante, a medida que la cuña progresa hacia mayores profundidades su avance es cada vez más lento. Lo descrito se presenta en el esquema de la Fig. 9.

MORFOLOGÍA DE LA CUÑA

Como se mencionó anteriormente, los resultados se obtuvieron de ensayos con caudal

constante y con hidrogramas de crecida. En ambos casos la metodología de ensayos fue muy similar. Primero se modeló la topografía inicial del lecho del estero y del sector costero; posteriormente se preparó el material (secado, pesado y análisis granulométrico) para alimentar el modelo aguas arriba, y luego se fijó el nivel de aguas abajo de la desembocadura (por medio de una clapeta controlada con un limnómetro). Es decir, los ensayos se realizaron con un nivel constante de aguas quietas o marea, para lo cual se adoptó el nivel +1.5m NRS, valor que considera el nivel medio del mar, la pleamar en sicigias y una sobreelevación por oleaje y viento.

Durante los ensayos se midieron velocidades puntuales (con micromolinete), en el centro del escurrimiento en secciones cada 100m a lo largo del cauce modelado y también los correspondientes ejes hidráulicos.

Finalizados los ensayos, el modelo se vació y se realizó un levantamiento batimétrico de la zona fluvial y marítima. Esta información se utilizó para cuantificar las variaciones del fondo, las socavaciones locales y generales del lecho y el volumen de material correspondiente a la cuña de sedimentos.

Las diferencias entre ensayos de caudal constante e hidrogramas radica fundamentalmente en:

- Distinta duración de los ensayos. Para caudales constantes se estableció una duración de 62min, lo que corresponde aproximadamente a 8 días prototipo, tiempo estimado suficiente para ver el comportamiento en un estado estacionario. En cambio para ensayar los hidrogramas se consideró un tiempo de 18min, el que se obtuvo de escalar el tiempo de duración de los hidrogramas en prototipo.
- Las mediciones de ejes hidráulicos y velocidades, para el caso de ensayos con caudal constante, se realizaron una vez alcanzado el estado estacionario, en cambio para los ensayos con hidrogramas durante el pico de éste.

El objetivo de las mediciones individualizadas anteriormente fue evaluar las condiciones de escurrimiento, el transporte de sedimentos y la evolución morfológica de los fondos.

Para el análisis particular de la morfología de la cuña se utilizaron los parámetros presentados en la Fig. 10, además de su volumen. El ancho de la cuña A se define como el ancho mayor de la cara superior de la cuña, en el sentido transversal, el largo L como la longitud de la cara superior de la cuña, el alto a , como la altura máxima de la cuña en el perfil longitudinal. Las pendientes a considerar se refieren a la pendiente longitudinal en la cara superior de la cuña i_s , y las pendientes de las caras laterales de la cuña i_l . La altura de agua H se define como la altura de agua sobre la cara superior de la cuña al final del ensayo, conocida como nivel de aguas quietas.

Cabe mencionar que en el modelo físico no se reprodujo el oleaje, por lo que la morfología de la cuña en condiciones de crecida y bajo la acción del oleaje podría ser algo distinta a la mostrada en la Fig.10. En todo caso, al no incluir el oleaje se facilita el análisis del efecto del escurrimiento fluvial.

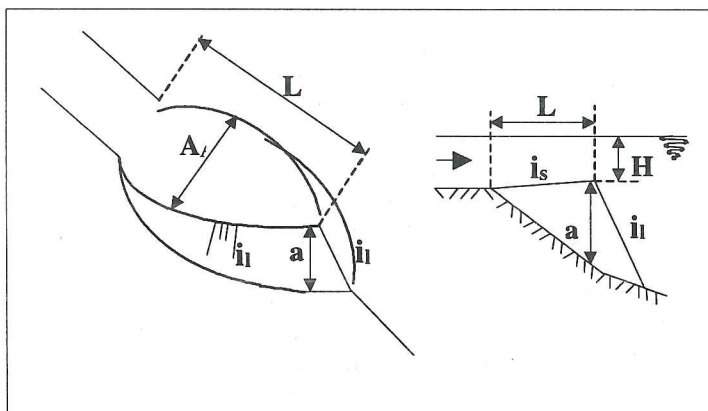


Fig. 10: Parámetros geométricos de la cuña

Ensayos con Caudal Constante

Se obtuvieron los siguientes resultados de la morfología de la cuña en la desembocadura.

Tabla 1: Ensayos con caudal constante

Caudal	Vol. Alim.	Vol. Cuña	Vol Alim/ Vol Cuña	L	A	a	I_s	i_l
m^3/s	m^3	m^3	%	m	m	m	%	%
200	1913	1690	100	156	137	0.75	0.12	-4.4
300	17219	35490	49	210	176	4.01	0.06	-13.6
660	54782	150410	36	242	234	6.21	0.10	-30.4
847	69513	234910	30	255	273	6.79	0.12	-24.8

Vol Alim: volumen total aportado, por el gasto sólido asociado al hidrograma de crecida, con el que se alimentó en el sector de aguas arriba al modelo.

De esta tabla se infiere que casi todos los parámetros geométricos aumentan en una proporción menor a medida que aumentan los caudales. El aumento en la pendiente i_l –taludes de la cuña–, se especula que puede estar relacionado con la mayor capacidad de transporte asociada a los mayores caudales. En efecto, una mayor fracción de los sedimentos entra en suspensión, por lo que la granulometría del lecho tiende a ser más gruesa, y al aumentar el ángulo interno de reposo los taludes tienden también a aumentar. La pendiente longitudinal superficial es baja –aprox. 0.1%– y relativamente insensible respecto al caudal, lo que está asociado a que la altura de agua del escurrimiento permanece constante o, dicho de otra forma, en su parte superior la cuña es plana.

Basados en la relación Vol Alim/Vol Cuña se puede inferir que para los caudales menores el aporte del volumen alimentado representa un alto porcentaje del volumen de la cuña, efecto que se reduce al aumentar el caudal, ya que para caudales mayores el volumen de material de la cuña excede al gasto sólido aportado y recoge parte del material del lecho del modelo. Esto indica que la cuña tiende a captar prácticamente la totalidad del arrastre de fondo que pasa por la desembocadura.

Observando las razones adimensionales de la geometría de la cuña de la Tabla 2, se aprecia que éstas muestran una clara uniformidad lo que indica que, independiente del caudal, la cuña tiende a mantener sus proporciones geométricas.

Tabla 2: Razones adimensionales de la geometría de la cuña

Caudal m^3/s	A/L	a/L
200	0.88	0.005
300	0.84	0.019
660	0.97	0.026
847	1.07	0.027

Ensayos con Caudal Variable

En los ensayos con caudal variable, se consideraron hidrogramas de crecida para períodos de retorno de 25 y 100 años. El tiempo de duración de los ensayos fue de aprox. 18

min, que corresponde a unas 52 h en prototipo. Para cada hidrograma se consideró un sedimentograma con el cual se alimentó aguas arriba el modelo. Las características de la cuña generada en estos ensayos se presenta en la Tabla 3:

Tabla 3: Parámetros geométricos de la cuña

Caudal m ³ /s	A m	L m	a m	i _s %	i _{lp} %	I _{ls} %	H m
663	165	153	3.6	-0.24	17.4	12.4-9.0	2.1
847	175	158	3.9	-0.15	14.4	10.4-6.0	2.2

Con estos parámetros se aprecia que la forma de la cuña es muy parecida para ambos casos. Para caudales mayores que 660m³/s la forma y proporciones de la cuña no presenta cambios de relevancia.

En la Tabla 4 se presentan los volúmenes de material calculados para los ensayos anteriores, tanto los pertenecientes a la cuña, como los socavados en el lecho y los utilizados como alimentación durante los ensayos en modelo físico.

Tabla 4: Volúmenes agregado, lecho y cuña

Caudal m ³ /s	Vol Alim m ³	Vol Alim/ Vol Cuña %	Vol Cuña m ³	Vol Socavado Lecho m ³	Vol Socavado Lecho/Vol Cuña %
663	8110	20	40560	-30149	74
847	8360	24	35490	-26172	74

Es relevante mencionar que, de acuerdo con un estudio morfológico de este borde costero, los aportes sólidos del estero necesarios para mantener el equilibrio sedimentológico son de aproximadamente 20.000m³/año. Los volúmenes medidos en la cuña son de aprox. 40.000m³ lo que indica que en un solo evento, esto es una crecida del estero, el aporte de material al borde costero puede ser muy significativo.

MODELACIÓN NUMÉRICA DE LA HIDRODINÁMICA Y TRANSPORTE DE SEDIMENTOS EN LA DESEMBOCADURA

Para complementar los resultados obtenidos en el modelo físico se realizaron ensayos numéricos utilizando el modelo MIKE21 (PMS, HD y ST). Los objetivos de este análisis fueron:

- Comparar los resultados del modelo numérico con el físico

- Caracterizar la influencia del oleaje en la formación de la cuña
- Caracterizar la interacción de la cuña con el oleaje, corrientes y sedimentos.

Para comparar los resultados de los modelos físico y numérico se modeló la crecida asociada a un período de retorno de 25 años, esto es 600m³/s de caudal pico, con una marea de +0.91m NRS (nmdm). Los resultados se aprecian en la Fig. 11. Al igual que en el modelo físico, se aprecia que al penetrar el escurrimiento al mar se produce una expansión del flujo, que afecta fundamentalmente una zona de forma elipsoidal. Si ésta se define como aquella donde las velocidades son mayores a 1.5m/s, ésta tendría un largo de 170m y un ancho de 160m, valores bastante cercanos a los presentados en la Tabla 2 para un caudal de 663m³/s. Respecto a las máximas velocidades, como se aprecia en la figura anterior, éstas se presentan en la parte central de dicha zona con valores comprendidos entre 3 y 4m/s, resultados coincidentes con los obtenidos en el modelo físico. El tramo del

estero modelado, presenta velocidades sobre los 2.5m/s, lo cuál provoca que el lecho sea erosionado, convirtiéndose en aporte a la formación de la cuña. Tanto el rango de velocidades del escurrimiento como la evolución del lecho fueron confirmados con lo observado en los ensayos en el modelo físico.

Para analizar la dependencia entre el oleaje y la formación de la cuña, se modelaron los siguientes casos característicos del oleaje que incide en la desembocadura del Estero Marga Marga:

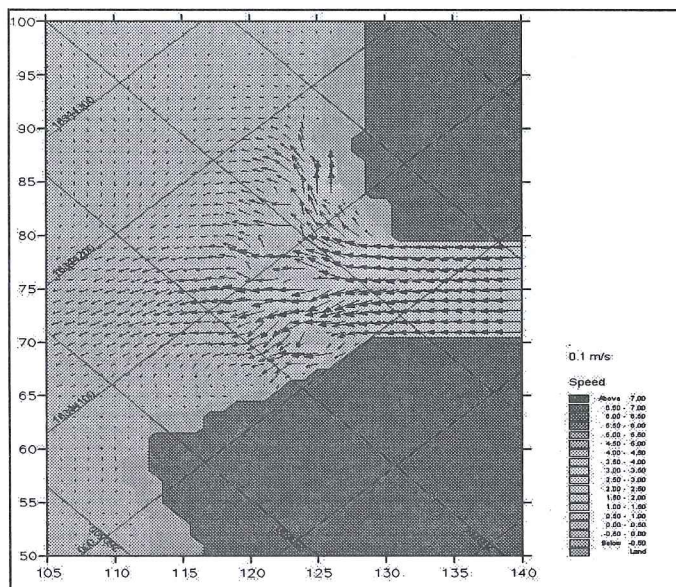


Fig. 11: Escurrimiento en la desembocadura, $Q=600\text{m}^3/\text{s}$.

Tabla 5: Oleaje incidente en la desembocadura

Dir	T s	Hrms m
SW	10	0.21
W	10	3.21
NW	14	6.40

Como condición hidrológica se consideró un caudal constante de $600\text{m}^3/\text{s}$. Los resultados obtenidos permitieron discutir los siguientes aspectos:

La dirección del oleaje que más favorece la formación de la cuña es el SW. Como se aprecia en la Fig. 12. Las velocidades indican una cuña de 180m de largo y 150m de ancho, donde se presentan tasas de transporte sólido superiores a $200\text{m}^3/\text{año}/\text{m}$ y variaciones del fondo que van desde 0.25m hasta 4.0m, muy similar a lo observado en el modelo físico. Esta condición se caracteriza por un oleaje de poca energía (abrigo natural de la Punta Ángeles) lo que en la desembocadura se manifiesta en alturas de ola menores a 0.3m y corrientes litorales menores a 0.2m/s. Este oleaje y corrientes no son capaces de reacomodar los sedimentos, sino más bien actuar como una trampa para las partículas arrastradas por el escurrimiento fluvial, hecho que induce la formación de la cuña.

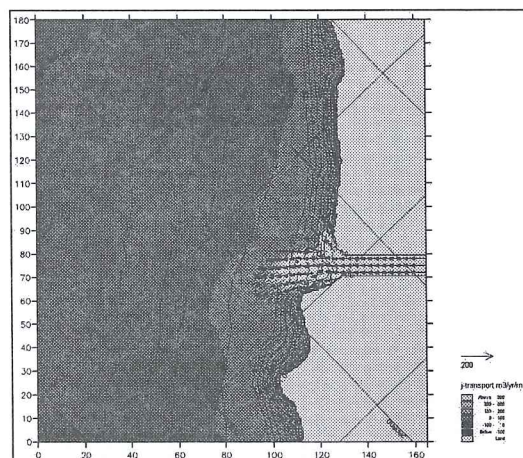


Fig. 12: Tasas de transporte para SW T=10s y $Q=600\text{m}^3/\text{s}$.

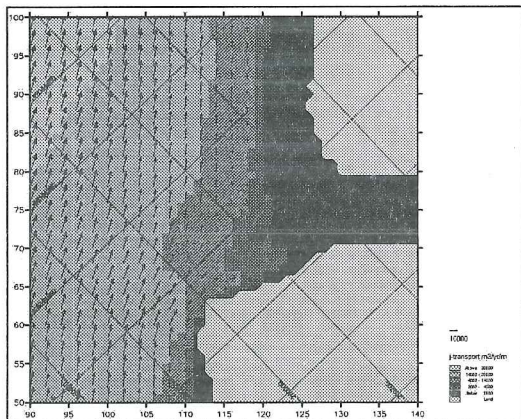


Fig. 21: Tasas de transporte para NW T=14s, $Q=20\text{m}^3/\text{s}$, sin cuña de sedimentos

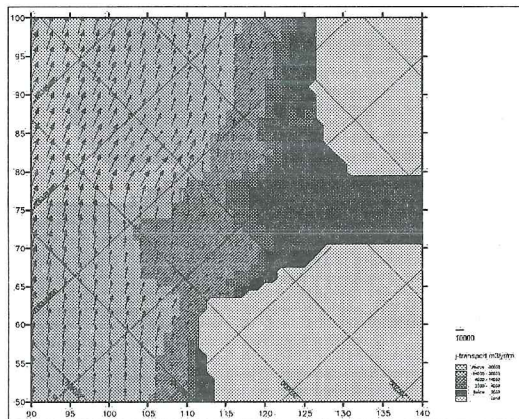


Fig. 22: Tasas de transporte para NW T=14s, $Q=20\text{m}^3/\text{s}$, con cuña de sedimentos

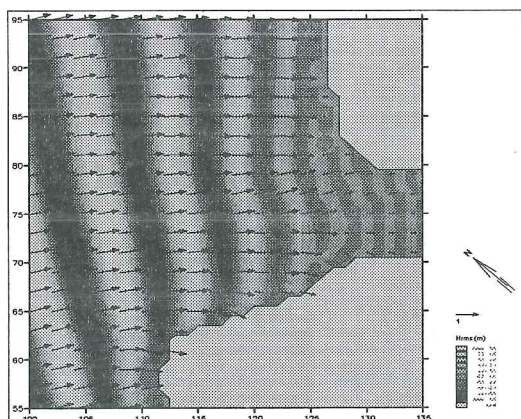


Fig. 23: Oleaje local, W T=10s, sin cuña de sedimentos

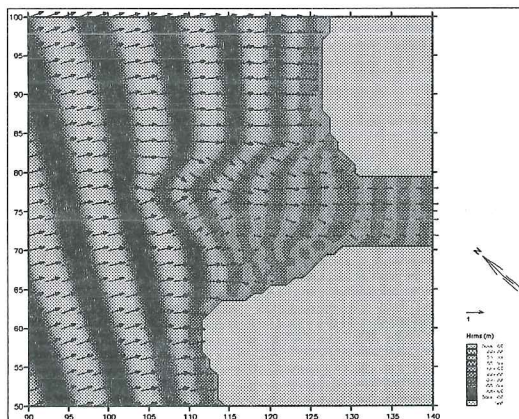


Fig. 24: Oleaje local, W T=10s, con cuña de sedimentos

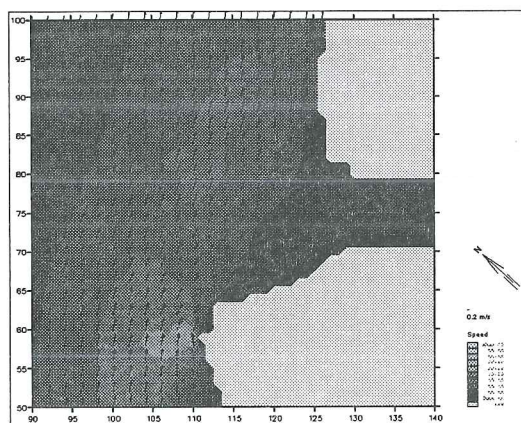


Fig. 25: Corrientes W T=10s, sin cuña de sedimentos

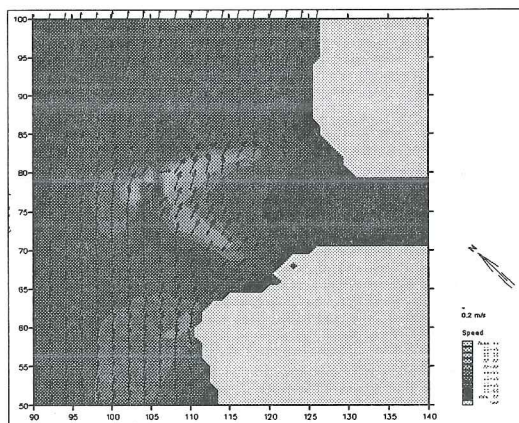


Fig. 26: Corrientes W T=10s, con cuña de sedimentos

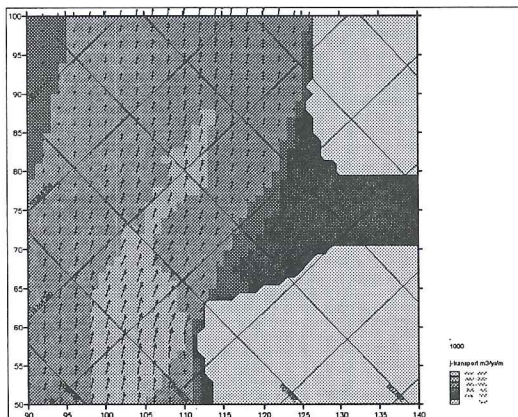


Fig. 27: Tasas de transporte para $W T=10s$, $Q=20m^3/s$, sin cuña de sedimentos

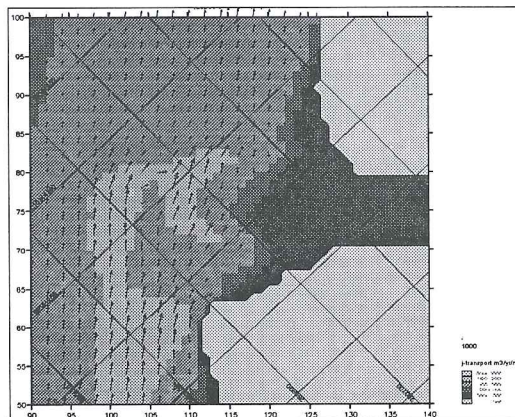


Fig. 28: Tasas de transporte para $W T=10s$, $Q=20m^3/s$, con cuña de sedimentos

CONCLUSIONES

- Tanto los ensayos en modelo físico como numérico permitieron comprobar que en desembocaduras como la del Estero Marga Marga, la descarga de las crecidas tiende a formar una cuña de sedimentación que puede alcanzar dimensiones significativas.
- Si la crecida se presenta sin temporal de oleaje, la forma de la cuña generada es muy definida y simétrica. La altura de agua sobre ella es prácticamente constante y su geometría, pese a depender del caudal, mantiene sus proporciones.
- En caso de una crecida con temporal de oleaje, si las corrientes litorales son de cierta intensidad, la modelación numérica indica que la formación de la cuña no será tan simétrica como el caso anterior.
- Una vez formada la cuña, ésta interacciona con el oleaje y se verifica que éste puede tener la capacidad de movilizar los sedimentos hacia el borde costero. Es decir, un evento como una crecida de horas de duración puede aportar un volumen de sedimentos que luego el oleaje, en escalas de tiempo de semanas o meses, incorpora al borde costero adyacente.
- Se verificó que el volumen de material que forma la cuña no es despreciable. Para las crecidas ensayadas aprox. $40.000m^3$, en comparación con un aporte de aprox. $20.000m^3/año$ (3) que requiere este litoral para su equilibrio morfológico en el mediano y largo plazo.
- Finalmente se estima que el trabajo demuestra que los aportes sólidos fluviales hacia el borde costero pueden suceder como eventos cuya escala de tiempo (horas) puede ser muy inferior a la evolución morfológica del borde costero (meses, años).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- (1) Danish Hydraulic Institute (1996) "Manual de Referencia MIKE 21".
- (2) Fredsoe, J.; Deigaard, R. (1992) "Mechanics of Coastal Sediment Transport", Vol 3, *World Scientific*.
- (3) Dirección de Obras Portuarias, MOP-Chile (2000) "Mejoramiento de la Desembocadura del Estero Marga Marga", *Informe Final Instituto Nacional de Hidráulica*, Peñaflo, Chile
- (4) Van Rijn, L.C. (1990) "Principles of Sediment Transport in Rivers, Estuaries and Coastal Seas", *Aqua Publications*.

