



Organización
de las Naciones Unidas
para la Educación,
la Ciencia y la Cultura

United Nations
Educational, Scientific and
Cultural Organization



Programa Hidrológico Internacional
International Hydrological Programme

Aqua-LAC

ISSN 1688-2881

2

VOL. 1
SEP. 2009

Revista del Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe

Journal of the International Hydrological Programme for Latin America and Caribbean

Publicado en el 2009 por el Programa Hidrológico Internacional (PHI) de la Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el Caribe de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO).

Published in 2009 by the International Hydrological Programme (IHP) of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO)

Dr. Luis P. Piera 1992, 2º piso, 11200 Montevideo, Uruguay

ISSN 1688-2881

© UNESCO 2009

Foto de portada: © Massimiliano Lattanzi, AQUA Hydros 5.

Las denominaciones que se emplean en esta publicación y la presentación de los datos que en ella figura no suponen por parte de la UNESCO la adopción de postura alguna en lo que se refiere al estatuto jurídico de los países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, no en cuanto a sus fronteras o límites. Las ideas y opiniones expresadas en esta publicación son las de los autores y no representan, necesariamente, el punto de vista de la UNESCO.

The designations employed and presentation of materials throughout the publications do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNESCO concerning the legal status of any country, territory, city or of its authorities or concerning the delimitations of its frontiers or boundaries.

Dentro del límite de la disponibilidad, copias gratuitas de esta publicación pueden ser solicitadas a:

Subject to availability free copies can be requested to:

Programa Hidrológico Internacional
para América Latina y el Caribe (PHI-LAC)
Oficina Regional de Ciencia para América
Latina y el Caribe
UNESCO

Dr. Luis P. Piera 1992, 2º piso
11200 Montevideo, Uruguay
Tel.: + 598 2 413 20 75
Fax: + 598 2 413 20 94
E-mail: aqualac@unesco.org.uy
<http://www.unesco.org.uy/phi>

CONSEJO EDITORIAL / EDITORIAL COUNCIL

Eric Alfaro - Clima
 Universidad de Costa Rica, Costa Rica

Patricia Ávila - Ciencias Sociales / Antropología Social
 Universidad Nacional Autónoma de México, México

Walter Baethgen - Agua y Agricultura
 International Research Institute
 for Climate and Society, USA

Gino Cassasa - Glaciología
 Centro de Estudios Científicos, Chile

Henrique Chaves - Erosión / Sedimentos
 Universidade de Brasília, Brasil

José Rafael Cordova - Ingeniería Hidráulica
 Universidad Simón Bolívar, Venezuela

Evens Emmanuel - Calidad de Aguas
 University of Quisqueya, Haiti

Michael Glantz - Riesgos/ Adaptación
 National Center for Atmospheric Research, USA

Alfonso Gutiérrez - Hidrología de Superficie
 Universidad Autónoma de Querétaro, México

Blanca Jiménez - Aguas Urbanas
 Universidad Nacional Autónoma de México, México

Lilian Laborde - Legislación
 Universidad de Buenos Aires, Argentina

Michael McClain - Ecohidrología
 Florida International University, USA

Miguel Mariño - Aguas Subterráneas
 University of California – Davis, USA

Víctor Pochat - Gestión Integrada
 Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Argentina

Vincent Sweeney - Recursos Hídricos en SIDS
 Integrating Watersheds and Coastal
 Area Management in SIDS, Saint Lucia

STAFF EDITORIAL / EDITORIAL STAFF**Editor en Jefe / Editor in Chief**

Víctor Pochat
 Instituto Argentino de Recursos Hídricos

Editora Ejecutiva / Executive Editor

Zelmira May
 UNESCO

Coordinador de Edición / Editorial Coordinator

Federico Langguth
 UNESCO

Diseño Gráfico / Graphic Design

Silvia Diez
 María Noel Pereyra
 UNESCO

Diseño de Portada / Cover Design

Komai Garabelli
 UNESCO

CONTENIDO / CONTENTS

Colmatación de los embalses de generación
 hidroeléctrica del noroeste argentino.
 Aplicación de nuevas metodologías batimétricas.
Sergio Mosa, Virgilio Nuñez y Miguel Boso
 Sediment Yields in Hydroelectric Power Dams
 in the Argentine Northwest. Application of
 New Batimetric Methodologies 93

Evaluation Method of the Loads of Pollutants
 Trapped in the Infiltration Basin and the Estimate
 of its Evolution
Wolfiel Tingué, Marie Gisèle Pierre and Sylvie Barraud
 Método para la evaluación de cargas de
 contaminantes retenidos en cuencas de
 infiltración y estimación de su evolución 105

Gestión de los recursos hídricos: comparación
 de los aspectos legales e institucionales
 entre Chile y Brasil.
Silvia Basualto
 Water Resources Management: Comparison
 of Legal and Institutional Aspects between
 Chile and Brasil. 115

Análisis del sistema de abastecimiento de agua
 potable a nivel local: El caso del Municipio
 de Ecatepec, México.
Argelia Tiburcio Sánchez y María Perevochtchikova
 Drinking Water Supply System Analysis
 at a Local Level: The Case of the Municipality
 of Ecatepec, Mexico. 141

Captación de agua subterránea por drenes
 horizontales en pequeñas islas.
 Una contribución a Graphic.
Armando O. Hernández Valdés
 Groundwater Exploitation in Small Islands
 by Horizontal Drains.
 A Contribution to Graphic. 153

Sorption Mechanisms Studies of Pb (II),
 Cd (II) and Cu (II) into Soil of Port-au-Prince.
Urbain Fifi, Thierry Winiarsky and Evens Emmanuel
 Estudios de mecanismos de sorción
 de Pb (II), Cd (II) y Cu (II) en el suelo
 de Puerto Príncipe..... 164

Evaluación de métodos hidrológicos para la
 completación de datos faltantes de precipitación
 en las estaciones de la región del Maule, Chile
*Roberto Pizarro, Paula Ausensi, Dayanna Aravena,
 Claudia Sangüesa, Lastenia León, Francisco Balocchi*
 Evaluation of Hydrologic Methods for
 Completing Rainfall Missing Values
 in Maule Region of Chile 172

CONSEJO DIRECTIVO / BOARD OF DIRECTORS

LUCILA CANDELA

Universidad de Cataluña-UPC, Barcelona, España
Technical University of Catalonia-UPC, Barcelona, Spain

MARÍA CONCEPCIÓN DONOSO

Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe, UNESCO
International Hydrological Programme for Latin America and the Caribbean, UNESCO

DAVID ENFIELD

Administración Nacional de Asuntos Oceánicos y Atmosféricos (NOAA), EE.UU
National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), USA

VIRGINIA GARCÍA ACOSTA

Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), México
Center of Research and Higher in Studies of Social Antropology (CIESAS), Mexico

MICHAEL GLANTZ

Universidad de Colorado, EE.UU
University of Colorado, USA

KENRICK LESLIE

Comité Caribeño para el Cambio Global, Belice
Caribbean Committee of Global Change, Belize

ROBERTO PIZARRO

Universidad de Talca, Chile
University of Talca, Chile

CARLOS TUCCI

Universidad Federal de Río Grande Do Sul, Brasil
Federal University of Río Grande Do Sul, Brasil

SUSCRIPCIONES

Si desea recibir la revista Aqua – LAC en forma
periódica en formato digital, por favor envíenos
sus datos con asunto:
Suscripción a aqualac@unesco.org.uy

SUSCRIPTIONS

If you would like to periodically receive Aqua – LAC
journal in digital format, please send us your
contact information, with subject:
Subscription to aqualac@unesco.org.uy

EDITORIAL

Este segundo número de Aqua-LAC es un interesante ejemplo de parte de la multiplicidad de facetas que caracteriza al tratamiento del tema agua y de la diversidad de enfoques y métodos para encararlo.

Abarca campos tan diferentes como la evaluación de métodos para completar datos faltantes en series de precipitación -problema bastante habitual en los estudios hidrológicos- y una comparación entre Chile y Brasil de los aspectos legales e institucionales relativos a los recursos hídricos, resaltando la importancia de que los distintos procesos de adquisición y usos de derechos de agua en Chile estén precedidos por un sistema de información-participación de la ciudadanía y de las comunidades locales.

Por otra parte, dos trabajos se refieren a aspectos de movimiento de contaminantes y su impacto sobre aguas y suelos y en otro se realiza una valoración de los diferentes tipos de obras de captación de las aguas subterráneas utilizadas en las zonas costeras y en particular en las pequeñas islas, donde se manifiesta el fenómeno de intrusión salina.

En cuanto a los servicios de abastecimiento de agua potable, en otro de los artículos se presentan los resultados de un análisis del sistema correspondiente al Municipio de Ecatepec -integrante de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México- el cual se caracteriza por una problemática compleja, debido al desarrollo urbano acelerado y poco planeado que se ha dado en los últimos 30 años.

Asimismo se muestra la aplicación de nuevas metodologías batimétricas para el análisis de colmatación de los embalses asociados a la generación hidroeléctrica del noroeste argentino, en un trabajo que recibió el Premio "Ing. Pedro E. Baglietto", otorgado por la Academia Nacional de Ingeniería de Argentina al mejor trabajo en el campo de la Geodesia o Geofísica para el año 2008.

Se espera que cada uno de los aspectos considerados y las técnicas descritas sirvan de orientación para los profesionales que están desarrollando tareas en campos análogos y constituyan un incentivo para que otros colegas se sumen a este compartir de experiencias con la calidad y relevancia científica que Aqua-LAC impulsa.

Antes de despedirnos hasta el próximo número, queremos darle la bienvenida al staff editorial, a nuestro Editor en Jefe el Sr. Víctor Pochat (Argentina), referente del conocimiento en el campo de los recursos hídricos tanto en planeamiento y gestión como en el ámbito académico, quien sin duda representa un valioso aporte hacia la excelencia que aspiramos a través de esta publicación.

Consejo Directivo

EDITORIAL

This second issue of Aqua-LAC represents an interesting example of some of the multiple features to be considered in addressing the water issue, and the various approaches and methods used to focus it.

It covers fields as different as assessment of methods to fill data gaps in precipitation series – a rather common problem in hydrologic studies - and the comparison between Chile and Brazil in terms of legal and institutional aspects connected with water resources, highlighting the importance of the Chilean model, where the allocation of the different water acquisition and rights of use is preceded by a citizen and local community information-participation exercise.

Two other articles concern aspects of contaminant movement and its impact on water and soil, while another study assess the different types of groundwater collecting used in coastal zones, and particularly in small islands, where the saline intrusion phenomenon is apparent.

As to the drinking water supply services, another article describes the outcomes of an analysis of the system for the Ecatepec Municipality – which is part of the Mexico City Metropolitan Area -, characterized by a complex set of problems stemming from the rapid and scarcely planned urban development during the last 30 years.

Featured is also the implementation of new batimetric methodologies for the analysis of sediment yields of the reservoirs associated with hydroelectric generation in Northwestern Argentina, an issue addressed in a paper that received the 2008 "Eng. Pedro E. Baglietto" Prize, awarded by the National Engineering Academy of Argentina to the best study in the field of Geodesics or Geophysics.

It is expected that each of the aspects considered and the techniques described contribute to guide the professionals who are working in similar areas, and be an incentive for other colleagues to join this experience-sharing effort with the scientific quality and relevance promoted by Aqua-LAC.

Before closing this editorial, we would like to welcome our Editor-in-Chief to the editorial staff, Mr. Víctor Pochat (Argentina), wise professional in the field of water resources not only in the area of planning and management, but also in the academic field, who is an undoubted most valuable contribution to the excellence that we aim through this publication.

Board of Directors

POLÍTICA EDITORIAL

Frecuencia de publicación

La Revista Aqua-LAC será publicada cada seis meses o dos veces al año.

Contenido

La revista Aqua-LAC es una publicación multidisciplinaria que contiene artículos, notas técnicas y reseñas en el campo de los recursos hídricos, tanto en su dimensión científica como en su dimensión económica y social. El contenido de la publicación buscará abarcar las necesidades de la comunidad científica, gestores de los recursos hídricos, tomadores de decisiones y el público en general.

Idioma

La publicación Aqua-LAC aceptará manuscritos en inglés y español, y publicará el resumen en el idioma original del texto y un resumen en el otro idioma oficial de la revista.

Aceptación de los manuscritos

Los manuscritos sometidos para publicación deberán ser originales, no habiéndose sometido con anterioridad para su publicación en otros medios, y serán sometidos a un proceso de revisión y dictamen previos a su aceptación. Artículos invitados, o artículos en ediciones temáticas especiales, no necesariamente serán sometidos a revisión.

El Editor en Jefe, en consulta con el Consejo Directivo, se reserva el derecho de rechazar un manuscrito si se considera que su contenido en fondo y/o forma no se ajusta a la línea editorial de la revista Aqua-LAC.

Proceso de revisión

Todos los manuscritos sometidos a publicación serán revisados por al menos dos revisores calificados, no necesariamente miembros del Comité Editorial. Un manuscrito puede ser aceptado, aceptado con condiciones, o rechazado con la debida justificación en todos los casos. En el caso de que haya comentarios, el manuscrito será devuelto al (a los) autor(es) para que respondan a los mismos. El (Los) autor(es) tendrán 60 días para devolver el manuscrito modificado al Editor en Jefe, claramente indicando los cambios realizados o enviando una declaración escrita solidamente fundamentada del motivo por el cual no han acogido los comentarios de los revisores.

Derechos de reproducción (Copyrights)

Los autores de artículos aceptados para ser publicados, aceptarán de manera automática que los derechos de autor se transferirán a la revista.

Responsabilidad

Debido a la naturaleza intergubernamental de la UNESCO, la Organización se reserva los derechos de notificar en todas las publicaciones de Aqua-LAC que *“Las denominaciones que se emplean en esta publicación y la presentación de los datos que en ella figuran no suponen por parte de la UNESCO la adopción de postura alguna en lo que se refiere al estatuto jurídico de los países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni en cuanto a sus fronteras o límites. Las ideas y opiniones expresadas en esta publicación son las de los autores y no representan, necesariamente, el punto de vista de la UNESCO, y no comprometen a la Organización”*.

EDITORIAL POLICY

Frequency of publication

The journal Aqua-LAC will be published every six months or twice a year.

Contents and format

The journal Aqua-LAC contains scientific, policy-related, legislative, educational, social, and communication articles and revisions related to water sciences and water resources topics. The content of the journal is aimed to meet the requirement of the scientific community, water resources managers, decision-makers, and the public in general.

Languages

The journal Aqua-LAC accepts manuscripts in English or Spanish and publishes abstracts in both languages.

Acceptance of manuscripts

Manuscripts submitted for publication must be originals that have not been submitted for possible publication elsewhere. Submitted manuscripts will be undergoing a review process. Invited articles or articles in special topical editions, will not necessarily be submitted to review.

The Editor in Chief, in consultation with the Board of Directors, reserves the right to reject a manuscript if its contents is deemed substantially or formally inconsistent with the editorial line of AQUA-LAC magazine

Review process

All manuscripts submitted for publication will be reviewed by at least two qualified reviewers, not necessarily members of the Editorial Committee. A manuscript can be accepted with or without comments or it can be rejected with due justification. In the first case, the manuscript will be returned to the author(s) for him/her/them to address the comments. The author(s) will have 60 days to return the modified manuscript to the Editor in Chief, clearly indicating the changes made or providing a written statement with solid fundaments for not addressing comments by the reviewers.

Copyrights

The authors of accepted papers automatically agree the author rights to be transferred to the Journal. The author(s) are expected to sign a copyright form available in the Aqua-LAC webpage.

Disclaimer

Due to the intergovernmental nature of UNESCO, the organization reserves the right to state in all Aqua-LAC publications that *“The designations employed and the presentation of material throughout the journal do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNESCO concerning the legal status of any country, territory, city or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries. The authors are responsible for the facts and opinions expressed therein, which are not necessarily those of UNESCO and do not commit the Organization”*.

COLMATACIÓN DE LOS EMBALSES DE GENERACIÓN HIDROELÉCTRICA DEL NOROESTE ARGENTINO APLICACIÓN DE NUEVAS METODOLOGÍAS BATIMÉTRICAS

SEDIMENT YIELDS IN HYDROELECTRIC POWER DAMS IN THE ARGENTINE NORTHWEST. APPLICATION OF NEW BATIMETRIC METHODOLOGIES

Mosa, Sergio G.¹, Núñez, Virgilio² y Boso, Miguel A.³

Resumen

Los relevamientos batimétricos de los embalses con fines hidroeléctricos proporcionan el conocimiento de la variación de su capacidad y la reconstrucción de las curvas de áreas-volúmenes, información necesaria para una adecuada planificación de sus operaciones. Asimismo, el estudio de las características granulométricas de los sedimentos acumulados aporta información del mecanismo de colmatación que están sufriendo los embalses.

Las nuevas tecnologías disponibles para el registro de posiciones espaciales con mayor precisión, representan un nuevo escenario y un reto para la aplicación de mejores metodologías en los levantamientos batimétricos con destino al conocimiento de la tasa de colmatación de los embalses hidroeléctricos.

Se analizan las metodologías utilizadas antiguamente para los levantamientos batimétricos basadas en la realización de transectas transversales al espejo de agua de los embalses y se comparan con una nueva propuesta metodológica introducida por los autores en el año 2005; ésta se basa en la realización de un registro muy denso de posiciones espaciales y de la profundidad (x, y, z) en forma de espiral para cada embalse. Dichos datos son completados con la línea de costa obtenida de la banda del infrarrojo cercano de una imagen satelital actualizada, cuya cota de máximo embalsado es conocida para la fecha correspondiente. Todos los datos planialtimétricos son usados para la generación de los Modelos Digitales de Profundidad – MDP - de los embalses. La información obtenida para cada batimetría fue comparada con la planimetría original de cada embalse y de los anteriores levantamientos para determinar los espesores de sedimentos depositados. En laboratorio se procesaron las muestras colectadas con una draga de fondo para determinar las fracciones granulométricas de los sedimentos. Se han relevado los embalses de El Cadillal y Escaba en la Provincia de Tucumán, los de Cabra Corral y El Tunal en Salta y el de Río Hondo en Santiago del Estero. Estos resultados contrastaron fuertemente con los cálculos de sedimentación obtenidos en forma secuencial a partir del cierre de cada embalse siendo muy inferiores a los calculados previamente. El Cadillal tuvo una reducción del 36,8 % de su volumen original, Escaba posee una colmatación del 20,9 %, mientras que Cabra Corral está colmatado un 15,6 %. El Tunal tiene una colmatación del 24,0 % y el embalse de Río Hondo tiene una reducción de su capacidad original del 13,0 %.

Esta información nos da una idea de los procesos erosivos que ocurren en las cuencas hídricas de cabecera y de la importancia de sus efectos negativos, especialmente sobre la vida útil de los embalses.

Palabras clave: embalses, colmatación, batimetrías, Noroeste, Argentina

Abstract

The batimetric reports of reservoirs with hydroelectric power purposes provide the knowledge of the variation of its capacity and the reconstruction of the curve of areas - volumes, necessary information for the normal planning of its operations. Likewise, the study of the granulometric characteristics of the accumulated sediments contributes information of the filling mechanism that the reservoirs are suffering. The new available technology for the registry of space positions more accurately, represents a new scenario and a challenge for the application of better methodologies in the batimetric studies aimed to the knowledge of the filling rate of sediments in hydroelectric dams. The traditional methodologies used for the batimetric studies based on transects across of the dams are formerly analyzed, and they are compared with a new methodological proposal introduced by the authors in 2005; this is based on a very dense registry of space positions and on the depth (x, and, z) in spiral shape in each reservoir. Such data is completed with the coastline obtained from near infrared band of an updated satellite image, which level of maximum dammed is well-known for the corresponding date. All data are used for the generation of the Digital Models of Depth – MDP - of the dams. This obtained information was compared with the original mapping of every dam to determine the thicknesses of the deposited sediment. In the laboratory the dredged samples were processed to determine the granulometric fractions of the sediments. The reservoirs El Cadillal and Escaba in Tucumán Province, Cabra Corral and El Tunal in Salta Province and Rio Hondo in Santiago del Estero Province have been relieved. These results strongly contrast with the calculations obtained of sedimentation in sequential time from the

¹ Instituto de Recursos Naturales y Ecodesarrollo, Universidad Nacional de Salta, Buenos Aires 177, 4400 - Salta - Argentina
e-mail: sermosa@unsa.edu.ar

² Instituto de Recursos Naturales y Ecodesarrollo, Universidad Nacional de Salta, e-mail: nunezv@unsa.edu.ar

³ Cátedra de Petrología II, Universidad Nacional de Salta, e-mail: mboso@unsa.edu.ar

Artículo recibido el 15 de octubre de 2008

Artículo aceptado el 30 de abril de 2009

closing of each reservoir, being more inferior than the previously calculated. El Cadillal had a reduction of 36,8 % of its original volume, Escaba has a filling of 20,92 %, Cabra Corral is filled of 15,6 %. El Tunal has a filling of 24,0 % and Río Hondo dam has a reduction of its original capacity of 13,0 %. This information gives an idea of the erosive processes that happen in the water basins and of the importance of its negative effects, especially on the useful life of each reservoir.

Key words: dams, sediment yields, Northwest, Argentine

INTRODUCCIÓN

La importancia que reviste el tratamiento racional de las cuencas hídricas como unidad de manejo y sus efectos en los proyectos de obras hidráulicas, ha evidenciado la necesidad de incorporar nuevas técnicas que analicen y solucionen los inconvenientes causados por la degradación de dichas cuencas (Lopes, 1993; Morris y Fan, 1997; Bigarella y Mazuchowski, 1985; Silva, 2007).

Los relevamientos batimétricos de los embalses con fines hidroeléctricos constituyen un material de gran valor para evaluar los efectos erosivos que se están produciendo en las cuencas de aporte y proporcionan el conocimiento necesario para la adecuada planificación de sus operaciones como la

limpieza de descargadores de fondo, la estimación actual del volumen del embalse, la reconstrucción de las curvas de áreas-volumenes y el tiempo estimado para su total colmatación.

Asimismo, el estudio de las características granulométricas de los sedimentos acumulados aporta información del mecanismo de colmatación que están sufriendo (Carvalho, 1994, 2000).

Existen en el Noroeste Argentino un total de cinco embalses construidos para generación de energía eléctrica, además de otros usos complementarios, como regulación de caudales, riego, agua potable y turismo. Estos son los embalses de Río Hondo en Santiago del Estero, El Cadillal y Escaba en la Provincia de Tucumán (Figura 1) y los de Cabra Corral y El Tunal en la Provincia de Salta (Figura 2).

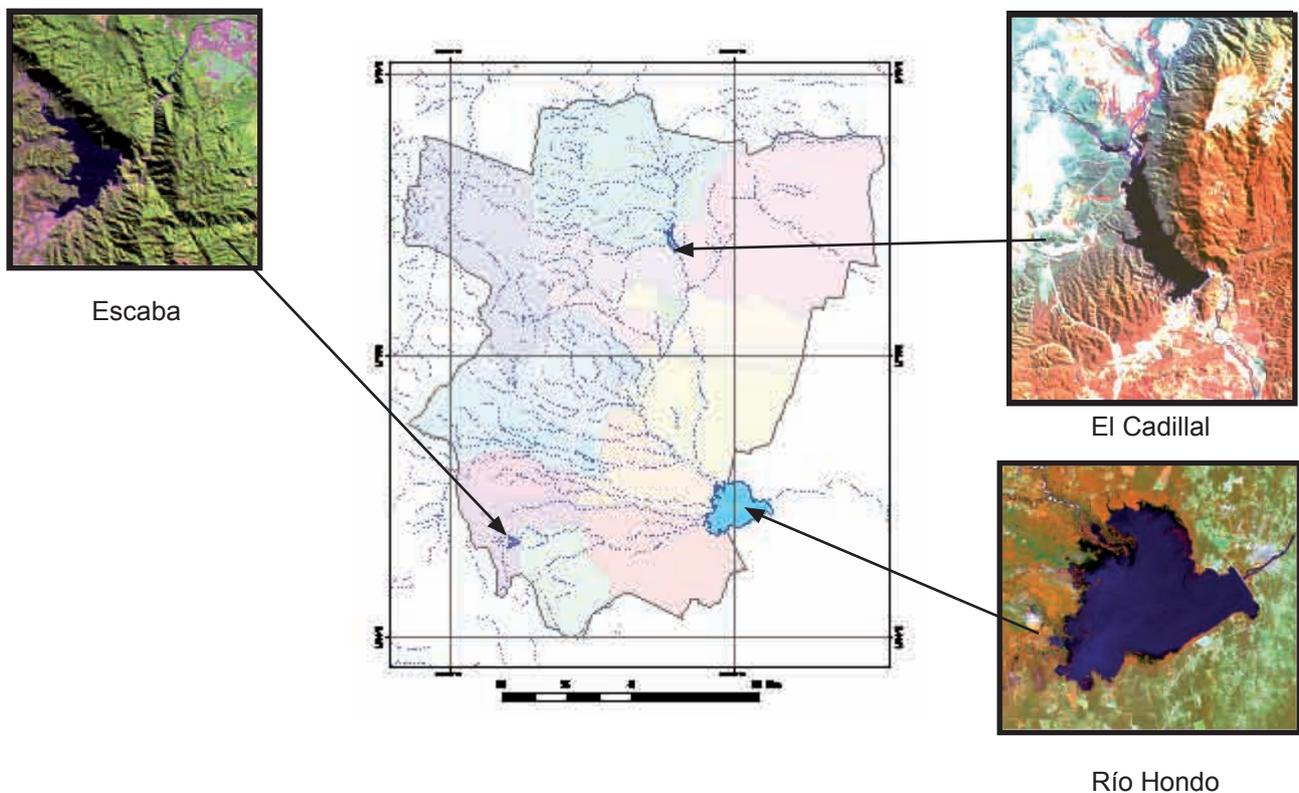


Figura 1. Ubicación de los embalses de Escaba, Cadillal y Río Hondo.

El dique de Río Hondo se encuentra ubicado sobre el río Dulce a aproximadamente 4 km aguas arriba de la localidad de Termas de Río Hondo, en el límite de las Provincias de Tucumán y Santiago del Estero, sitio de la confluencia del arroyo Matazambí y los ríos Salí, Chico, Gastona y Marapa. Su cuenca abarca una superficie de aproximadamente 19.625 km². Las obras de construcción del dique se iniciaron en 1958, pero la puesta en funcionamiento de esta obra hidráulica se produjo el primero de enero de 1968 (Sec. Amb. y Des. Sustent de la Nación, 2006).

El embalse de El Cadillal se encuentra ubicado sobre el río Salí, aproximadamente a unos 21 km al norte de la ciudad de San Miguel de Tucumán. La obra fue inaugurada en 1966. Su cuenca posee una superficie de aproximadamente 4.700 km², recibiendo además aportes de los ríos Vipos, Candelaria y Tala (Sec. Amb. y Des. Sustent de la Nación, 2006).

El embalse de Escaba se ubica en la confluencia de los ríos Singuil y Chavarría, a unos 130 km al sur de la ciudad de San Miguel de Tucumán y a 24 km al oeste de la localidad de Alberdi. La obra fue inaugurada en

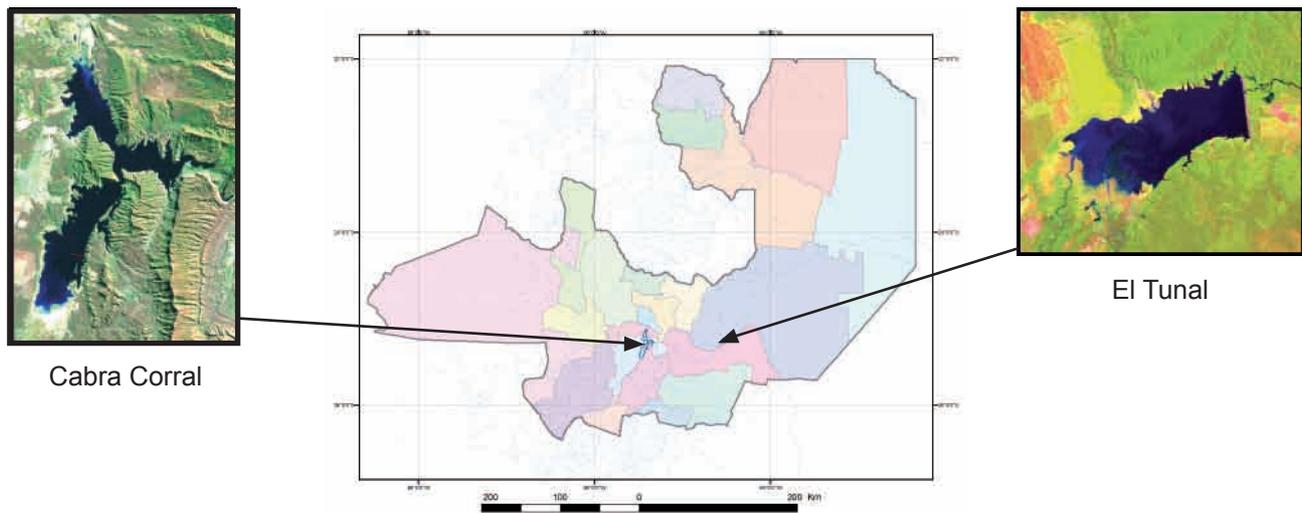


Figura 2. Ubicación de los embalses de Cabra Corral y El Tunal.

1949. Posee una cuenca de aproximadamente 900 km² de superficie, recibiendo además aportes de los arroyos El Chorro y Mora (Sec. Amb. y Des. Sustent de la Nación, 2006).

El embalse de Cabra Corral se encuentra ubicado en la confluencia de los ríos Guachipas, Rosario y Arenales, a unos 60 km al sur de la ciudad de Salta. La obra fue inaugurada en 1973. Su cuenca cubre

una superficie de 31.900 km² (Sec. Amb. y Des. Sustent de la Nación, 2006).

La presa de El Tunal está situada sobre el río Juramento, a aproximadamente a 200 km al sudeste de la ciudad de Salta. Este embalse regula la cuenca media del río Juramento, la que posee una superficie de 6.320 km². Además desembocan directamente en el embalse los ríos Medina y San Ignacio (Sec. Amb. y Des. Sustent de la Nación, 2006).

Tabla 1. Condiciones iniciales de los embalses estudiados.

Embalse	Potencia generadora instalada MW	Fecha de cierre	Cota de máximo embalse (m.s.n.m.)	Volumen Útil inicial (hm ³)	Superficie inicial (ha)
Río Hondo	17,5	Enero de 1968	274	1.658,0	29.563,3
El Cadillal	13,6	Febrero de 1966	607,50	287,2	1.229,2
Escaba	24,0	Septiembre de 1949	630	140,8	539,0
Cabra Corral	102,0	Julio de 1973	1.037	3.297,0	12.244,9
El Tunal	10,4	Julio de 1991	474	221,3	3.277,9

METODOLOGÍA

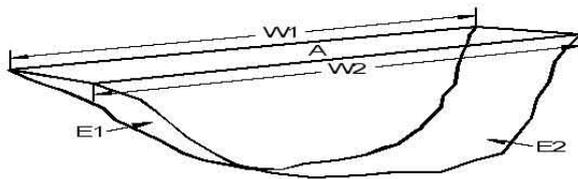
La antigua metodología

Tradicionalmente los estudios batimétricos (Agua y Energía, 1976-1991 y EVARSA, 1993-1996) se realizaban registrando las posiciones y profundidades sobre una serie de transectas trasversales al cuerpo de agua, sobre puntos fijos preestablecidos en la costa de los embalses. A partir de dichas transectas se registraba el perfil del fondo a intervalos regulares utilizando algún sistema para la ubicación del punto (por ejemplo: estaciones totales, teodolitos,

distanciómetros) y una ecosonda u otro equipamiento para medir la profundidad (Núñez, 2006).

Los puntos de inicio y fin de las transectas tenían coordenadas conocidas, en un sistema de referencia determinado; esto, con el objeto de utilizar los mismos puntos cada vez que se realizara una nueva batimetría.

Una vez obtenidos los datos a campo, se utilizaba la ecuación de Eakin (Palmieri, *et al.* 2001) para el cálculo del volumen contenido entre las superficies (perfiles) de dos transectas consecutivas.



Ecuación de Eakin

$$V = \sum \frac{A}{3} * \left(\frac{E1 + E2}{W1 + W2} + \frac{E1}{W1} + \frac{E2}{W2} \right)$$

donde:

V, volumen parcial entre las transectas consideradas;

A, es el área entre pares de transectas;

W1, W2,.....Wn, es la longitud de cada transecta batimétrica; y,

E1, E2,.....En, es la superficie del perfil batimétrico para cada transecta.

Calculados los volúmenes parciales, se procedía a realizar la sumatoria de los mismos para obtener el volumen total del embalse; también se calculaba la superficie del espejo de agua como la sumatoria de las áreas parciales.

El método de Eakin adolece del siguiente inconveniente: serían necesarias un sinnúmero de transectas para disponer de un modelo adecuado del fondo del embalse, sobre todo en embalses irregulares como por ejemplo el Cabra Corral (Figura 2). Por otra parte, si las transectas se encuentran muy distantes, no había registro de la situación del fondo del embalse entre aquellas. Tampoco se disponía de una línea de costa completa para todo el embalse, sino solo de algunos puntos sobre las transectas – próximos al inicio y final de cada una - registrados el día del levantamiento. Debe tenerse en cuenta que el método de Eakin se utilizaba debido a la inexistencia de equipamientos alternativos y la carencia de algoritmos con potencia de cálculo; inclusive, las mediciones de longitudes y áreas se realizaban con instrumental analógico, planímetros y curvímetros.

También sobre los datos colectados en las transectas se realizaba la comparación de las profundidades entre levantamientos batimétricos de diferentes fechas y de la situación inicial del embalse, pero eran solo para los sitios representados por los perfiles y los mismos se extrapolaban a todo el embalse.

La nueva metodología

Modelo Digital de Profundidades

Para los embalses del noroeste argentino, los autores utilizaron por primera vez un software específico (IDRISI KILIMANJARO®) para la generación de Modelos Digitales de Profundidades – MDP – por interpolación de los datos batimétricos.

Para la interpolación de los datos batimétricos de campo se utilizó el método de la red irregular de triángulos TIN (*Triangulated Irregular Network*) – conocido también como *The Delaunay Triangulation* - para generar un modelo MDP en formato raster

con una resolución de 10 metros, algoritmo provisto por los software IDRISI KILIMANJARO® y Arc Map 9®. A partir de dicho modelo digital se obtuvieron las curvas de nivel del fondo del embalse y los datos para los cálculos de las superficies ocupadas y los volúmenes almacenados cada 10 cm.

Alvarez *et al.* (1991) para el estudio de monitoreo batimétrico en el embalse de Vigía (Portugal), realizaron una evaluación de diferentes métodos de interpolación de datos puntuales para la generación del MDP. Los métodos evaluados fueron:

- IDW (*Inverse Distance Weighted*), la *inversa de la distancia ponderada* (cuadrático o cúbico), con diferente número de vecinos y con radios de diversas dimensiones;
- Spline, *mínima curvatura* con la opción de 12 vecinos;
- TIN (*Triangular Irregular Network*), red irregular de triángulos y,
- el comando TOPOGRID de Arc/Info.

Para la evaluación de los diferentes métodos y la elección del más adecuado, los autores realizaron una valoración cruzada sobre una muestra del 10 %. Calculadas las superficies (MDP) se compararon los valores obtenidos – superficies - con los valores reales de la grilla utilizada durante el levantamiento batimétrico. Implicó asimismo la comparación de diferentes parámetros estadísticos: coeficiente de correlación de Pearson, error medio, error porcentual absoluto medio y error cuadrático medio. También fueron comparados los parámetros estadísticos descriptivos: promedio, mediana, desvío estándar, mínimo y máximo.

Los resultados obtenidos revelan que los métodos que mejor representan el relieve de fondo corresponden a TOPOGRID y TIN, mientras que para la generación de las curvas de nivel resultaron más adecuados los métodos TOPOGRID y Spline, por su capacidad para suavizar los contornos dando un aspecto más natural. Considerando además otras fuentes bibliográficas, en la Tabla 2 se presenta la comparación de los métodos TIN y GRID.

Tabla 2. Comparación de los métodos de interpolación TIN y GRID.

	TIN	GRID
Ventajas	Habilidad para describir la superficie a diferentes niveles de resolución; Eficiencia en el almacenamiento de datos.	Fácil de guardar y manipular; Fácil integración con bases de datos raster; Suavizado de apariencia más natural.
Desventajas	En algunos casos requiere una inspección visual y control manual de la red.	No es posible usar grillas de diferentes tamaños que permita reflejar la complejidad del relieve.

Fuente: Environmental Systems Research Institute, Inc.

A partir de las consideraciones referidas en la Tabla 2 y teniendo en cuenta que el método de registro batimétrico propuesto (espirales o rulos) no es una grilla ortogonal, el interpolador que más se ajusta a dicha distribución espacial es la red de triángulos irregulares – TIN – por su capacidad para representar el relieve a partir de una grilla irregular. Este método también fue utilizado por los autores en otros embalses de la región (Mosa y Núñez, 2005e, 2006b) y por otros autores (Vilhena *et al.* 2003) para la generación de MDP de embalses.

En base a estos resultados el interpolador TIN fue el utilizaron los autores para el método batimétrico basado en los espirales o rulos propuesto como forma de registro de las posiciones espaciales y de profundidad para la generación del MDP (Figura 3).

relieve del vaso del embalse El Tunal por la falta de datos entre las transectas.

Tabla 3. Diferencia entre métodos para el embalse de El Tunal, para las transectas 2 y 3. (Ver Fig. 4).

DIFERENCIA ENTRE LOS MÉTODOS	Volumen (hm³)	Diferencia (hm³)	Proporción de la diferencia
Método de Eakin	17,9		
Método del Modelo Digital de Profundidades	17,0	0,9	5,4

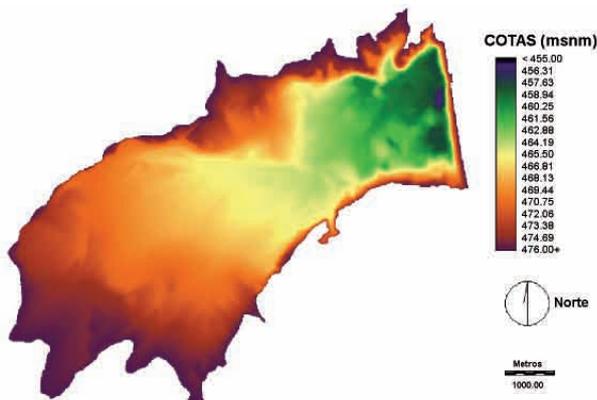


Figura 3. Modelo Digital de Profundidades (MDP) generado para el embalse El Tunal (Mosa y Núñez, 2005).

En el año 2005, los autores compararon también los métodos de Eakin y el MDP encontrando diferencias sustanciales entre ambos (Tabla 3). Dichas diferencias se deben a la pobre representación del

El método de espirales o rulos

Dadas las deficiencias observadas y evidentes en el método de las transectas (Eakin) para la estimación del volumen embalsado y las áreas ocupadas por cada plano de cota, se resolvió evaluar un nuevo método que permitiera el registro de posiciones y profundidades con una mejor distribución de los mismos en todo el espejo de agua y que resultase operativamente ejecutable a costos razonables. Además, con el método de espirales o rulos se pretende seguir las curvas de forma del valle embalsado con el objeto de registrar la mayor cantidad de variaciones en el relieve de fondo (Figura 4).

Por otra parte, la actual disponibilidad de equipamientos que permite el registro simultáneo y en tiempo real de la posición y la profundidad mediante la integración de GPS y ecosonda resuelve una serie de inconvenientes ya que se dispone de una gran cantidad de datos en formato digital con precisiones más que aceptables para los levantamientos batimétricos.

A diferencia del método de las transectas, los espirales o rulos permiten la comparación de la sedimentación en cualquier sitio del embalse ya que la interpolación genera un modelo cuasi continuo del fondo.

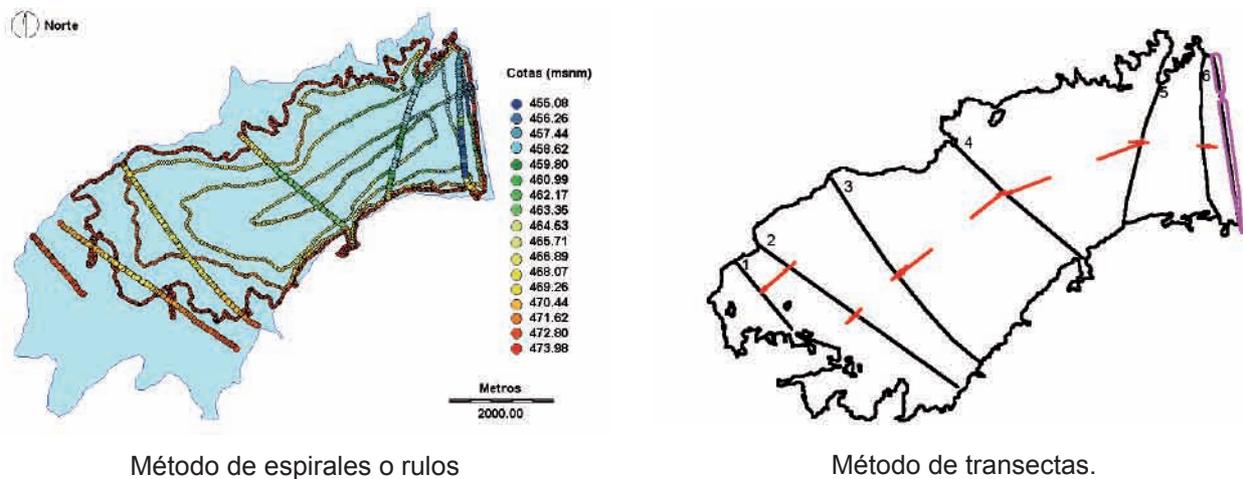


Figura 4. Comparación entre los métodos de transectas y rulos; a la derecha la distancias entre transectas establecidas para el embalse de El Tunal.

El uso de la imagen satelital para el cierre del modelo

Los autores utilizaron una imagen satelital georreferenciada para obtener la línea de ribera de los embalses para hacer el cierre de los MDP. Esta situación representa un avance significativo respecto a las formas tradicionales de cálculo. La información generada por la batimetría fue completada con el perillago obtenido de una imagen satelital actualizada, que provee la cota superior que

no estuvo relevada en los días de trabajo de campo. La ventaja de la utilización de los datos satelitales se basa en la información provista por la banda 4 de las imágenes satelitales LANDSAT 5 TM y 7 ETM+ utilizada; dicho canal radiométrico, correspondiente al primer infrarrojo cercano, permite un perfecto delineado de las costas (separación entre agua y tierra o vegetación), las que corresponden a una curva de nivel o cota precisa en función de la fecha de la imagen y de su resolución (Figura 5).

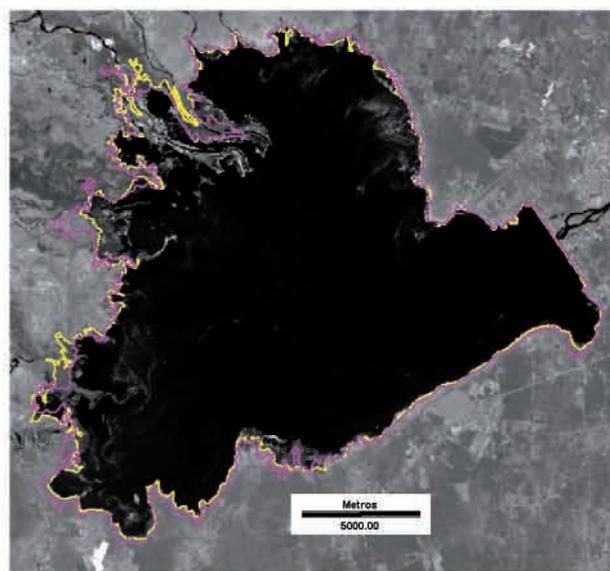


Figura 5. Superposición de la curva de 275 m.s.n.m. (en color magenta) tomada del levantamiento original del vaso del embalse de Río Hondo con la curva de 274,05 tomada de la imagen satelital LANDSAT 5 TM 230 079 - 25-MAY-2007-; de fondo se presenta el 1º infrarrojo cercano (banda 4). Obsérvese como la curva de 275 se superpone en varios sectores con la curva de 274,05 actual, debido al proceso de colmatación que sufre el embalse, principalmente en la formación de deltas en las áreas distales. Por este motivo, la cota 275 original no se utilizó para la estimación del volumen actual.

Batimetría de los embalses

El equipo utilizado para el registro de las profundidades de cada embalse estuvo compuesto por una embarcación con motor fuera de borda, a la cual se le montó un ecosonda Navman Fish 4707 a 200 Khz de frecuencia, con transductor con haz de ultrasonido de 11° ajustada a diferentes profundidades y con una precisión de la medición del orden de 10 cm.

Para la ubicación espacial de las posiciones de registro batimétrico se usaron equipos GPS geodésicos marca GPSMAP 76CSx, con una precisión de hasta 0,03-0,05 m (en el 95 % de los casos) en planimetría en modo diferencial y que se caracteriza por el seguimiento y uso de 28 satélites en forma simultánea, determinando coordenadas, latitud, longitud, altitud, distancia entre puntos, rumbo de desplazamiento, velocidad y mapeo de puntos.

Para los análisis sedimentológicos las muestras fueron colectadas mediante una draga Eckman Birge de acero inoxidable y de 0,0625 m² (0,25 x 0,25 m) de superficie de boca.

Se trabajó en forma alternativa al antiguo modelo de levantamiento de transectas, realizando un levantamiento de posiciones espaciales y del fondo en forma de espiral o rulos de cada embalse para producir una grilla de puntos. Se registraron en forma simultánea los posicionamientos satelitales y las determinaciones ecográficas de la profundidad, cada 20 metros y a una velocidad constante de la embarcación de 1 nudo/hora (Figura 6).

Los planos topográficos (curvas de nivel) originales del estudio previo al llenado del vaso de cada embalse fueron vectorizados usando una tableta digitalizadora; dicha cartografía topográfica, fue considerada como la situación inicial. Cada entidad lineal fue caracterizada por su cota, como atributo, para la generación del MDP de la situación original. El MDP original fue obtenido con la misma metodología de interpolación (TIN) que permite trabajar también con contornos.

Para cada embalse, se obtuvieron un número variable de muestras de sedimentos situados a lo largo de cada transecta original de monitoreo de los embalses; la ubicación de las muestras fueron determinadas previamente por el organismo competente, el Organismo Regulador de Seguridad de Presas (ORSEP) – Regional Norte. Luego de extraídas, se procedió a la eliminación de la materia orgánica de las muestras, utilizándose peróxido de hidrógeno a 20 volúmenes. Para separar las fracciones arenosas de la pelíticas se utilizó un tamiz de 230 micras. Las fracciones arenosas superiores a 0,062 mm se secaron en estufa y se pesaron a diez milésimas de gramos. Las fracciones pelíticas (partículas inferiores a 0,062 mm) se recogieron en probeta de 1.000 ml y se le agregó 50 ml de hexametáfosfato de sodio como electrolito peptizante, este se dejó actuar durante 24 hs; luego de este tiempo se procedió al retiro de la alícuota correspondiente a las fracciones arcillosas siguiendo la técnica del pipeteo según Krumbein y Pettijohn (1938). Con posterioridad se secaron en estufa y se pesaron, también a diez milésimas de gramo.

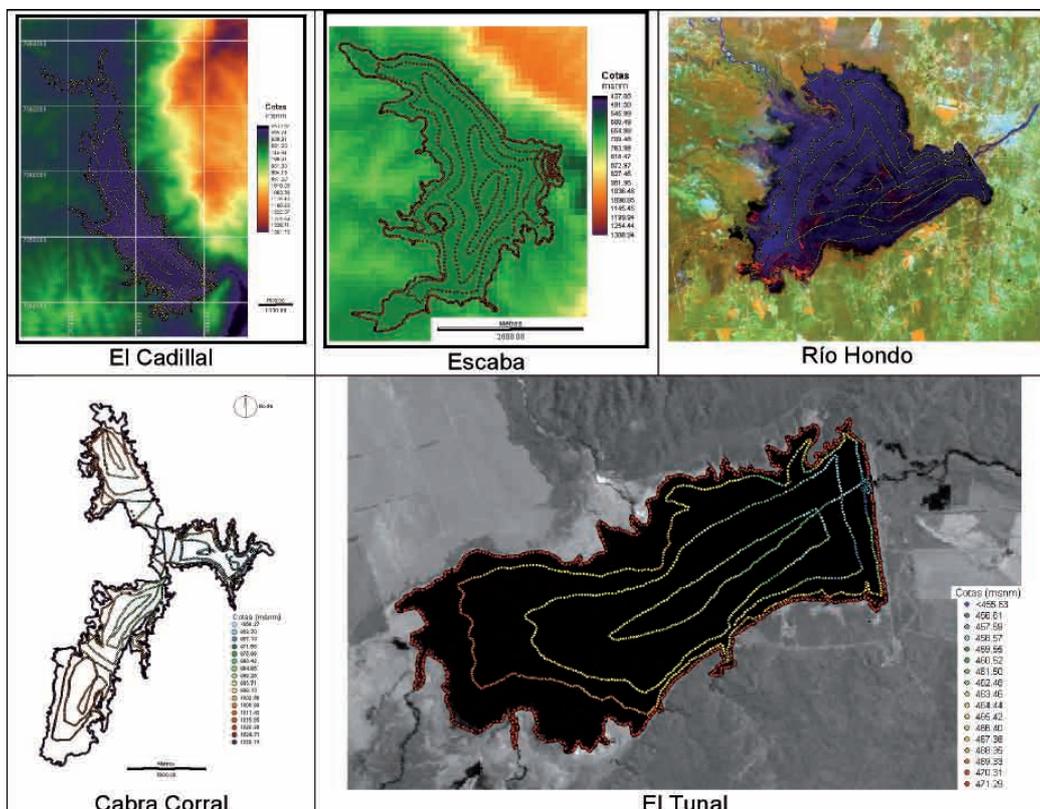


Figura 6. Navegación realizada en los distintos embalses.

En síntesis los pasos de la nueva metodología en la evaluación de los cálculos de los volúmenes de cada embalse, propuesta y desarrollada por los autores, se compone de los siguientes pasos:

- a. Georreferenciación de una imagen satelital a partir de puntos de campo, de coordenadas conocidas en un sistema de referencia determinado;
- b. Procesamiento de una banda del infrarrojo cercano (Ej. Banda 4 del satélite LANDSAT 5 TM o 7 ETM+) para obtener el perímetro del embalses en la fecha correspondiente a la imagen, dato de cota que se consulta a la empresa concesionaria de la presa;
- c. Programación de la navegación mediante la creación de rutas de navegación prefijadas que son incorporadas al GPS, con la correspondiente configuración, lo que permite repetir las mismas rutas en los diferentes levantamientos;
- d. Navegación de todo el espejo de agua, registrando las coordenadas y profundidades con intervalos regulares entre 10 y 40 m, según la resolución deseada (nivel del levantamiento y extensión del embalse). En el sector del descargador de fondo de la presa, se realiza un muestreo de detalle de las profundidades para conocer la colmatación en dicho sitio. Durante la etapa de campo se coleccionan también muestras de los sedimentos del fondo del embalse – en sitios preestablecidos – para su posterior análisis y presentación de resultados;
- e. Preprocesamiento y análisis de los datos coleccionados para la eliminación de puntos con posicionamiento dudoso o incorrecto y profundidades anómalas por comparación con las vecinas;
- f. Generación de un MDP - Modelo Digital de Profundidades – por interpolación y a partir de los datos de campo y del perímetro obtenido de la imagen satelital; la interpolación se obtiene utilizando el método TIN utilizando los software IDRISI KILIMANJARO® y Arc Map 9®. El MDP es generado con una resolución espacial de 10 m y con una resolución en profundidad de 10 cm;
- g. Cálculo de los volúmenes almacenados en el embalse para las cotas con equidistancia de 10 cm y de las superficies ocupadas por cada una de las cotas. Las cotas extremas consideradas son: la mínima como el nivel de base actual del embalse y, la máxima, al nivel superior por debajo del aliviadero; dicha cota corresponde al máximo nivel de generación de energía;
- h. Generación de las curvas de cota volumen y cota superficie para las situaciones original y actual. A partir de los datos de las cotas vs.

volumen y superficie, se obtienen la ecuaciones matemáticas mediante el software GRAPHER V 2.02® (con polinomios de grado 10) con un r de ajuste superior al 0,9999 %;

- i. Cálculo de las diferencias de volúmenes con respecto a la situación original y generación de la curva correspondiente.
- j. Comparación de diferentes perfiles (transectas) del embalse en las situaciones original y actual, para conocer la evolución de la sedimentación en diferentes sitios – pérdida de la capacidad de embalsar agua – que afecta a la generación de energía, la disponibilidad de agua para riego y a la vida útil del embalse.
- k. Análisis de las muestras de sedimentos, que fueran coleccionadas durante el levantamiento de campo, para determinar: contenido y porcentaje de humedad; contenido y porcentaje de materia orgánica; y, la granulometría - contenido y porcentaje de arena, contenido y porcentaje de limo y, contenido y porcentaje de arcilla. Con esta información, se preparan tablas que caracterizan los diferentes tipos de sedimentos y su distribución en el embalse.
- l. Preparación del informe final del estudio, con los resultados y las correspondientes recomendaciones. Como parte de los anexos se presenta un mapa topográfico – curvas de nivel –y el MDP del embalse.

RESULTADOS

Las tareas desarrolladas posibilitaron reconocer la capacidad y superficie de cada embalse, la identificación de los espesores de sedimentos acumulados como así también donde se distribuyen. Por otra parte, el levantamiento más detallado efectuado en las proximidades de la presa, permitió establecer la relación entre el fondo del embalse y las obras de toma.

Cálculo del volumen actual, sedimentos acumulados y tasas de reducción de cada embalse

En la Tabla 4 se puede apreciar el cálculo de las capacidades de los embalses, el volumen de los sedimentos acumulados y las tasas de reducción porcentual en volumen desde su inauguración.

Existe una gran variación en los cálculos en cuanto a la reducción de su volumen útil según las distintas batimetrías realizadas (Tabla 4). Secuencialmente hasta el año 2005, mostraban los embalses una progresiva colmatación en base a los cálculos realizados con la vieja metodología de estimación de cálculo mediante transectas, pero a partir de dicho momento y en virtud de las nuevas herramientas y metodologías propuestas y ejecutadas por los autores, los volúmenes embalsados se re-estimaron con estimaciones que hicieron que en todos los

casos, los mismos sean muy superiores a los estimados hasta ese momento; es decir que el proceso de sedimentación en los embalses era muy inferior a los estimados anteriormente.

Tabla 4. Capacidad de los distintos embalses y las reducciones por sedimentación para diferentes años.

Embalse de Río Hondo					
Año	Volumen total (hm³)	Volumen de sedimentos (hm³)	Aportes de sedimentos (hm³/año)	Reducción Volumen (%)	Reducción Anual Volumen (%)
1968	1.658,0	---	---	---	---
1985	1.426,0	232,0	13,65	14,0	0,823
1992	1.287,0	371,0	19,86	22,4	1,198
1995	1.280,0	378,0	2,33	22,8	0,141
1997	1.272,3	385,7	3,85	23,3	0,232
2001	1.442,2	215,8	-42,48	13,0	-2,562
2003	1.334,9	323,1	53,66	19,5	3,236
2005*	1.468,4	189,6	5,12	11,4	0,309
2006*	1.460,0	198,0	8,42	11,9	0,508
2007*	1.443,1	214,9	16,88	13,0	1,018

Embalse de El Cadillal					
Año	Volumen total (hm³)	Volumen de sedimentos (hm³)	Aportes de sedimentos (hm³/año)	Reducción Volumen (%)	Reducción Anual Volumen (%)
1966	302,0				
1976	284,0	18,0	1,80	6	0,600
1984	247,0	55,0	4,63	18,2	1,525
1988	241,0	61,0	1,50	20,2	0,500
1992	227,0	75,0	3,50	24,8	1,150
1995	223,0	79,0	1,33	26,2	0,467
1997	216,8	85,2	3,10	28,2	1,000
2001	192,0	110,0	6,20	36,4	2,050
2005*	190,9	111,1	2,85	36,8	0,944

Embalse de Escaba					
Año	Volumen total (hm³)	Volumen de sedimentos (hm³)	Aportes de sedimentos (hm³/año)	Reducción Volumen (%)	Reducción Anual Volumen (%)
1949	144,2				
1979	134,1	10,1	0,34	7,0	0,233
1988	129,2	15,0	0,54	10,4	0,378
1992	127,7	16,5	0,38	11,4	0,260
1995	126,2	18,0	0,50	12,5	0,347
1997	115,1	29,1	5,55	20,2	3,850
2001	116,8	27,5	-0,41	19,0	-0,285
2005*	114,0	30,2	0,54	20,9	0,374

Embalse de Cabra Corral					
Año	Volumen total (hm ³)	Volumen de sedimentos (hm ³)	Aportes de sedimentos (hm ³ /año)	Reducción Volumen (%)	Reducción Anual Volumen (%)
1973	3.297,0	---			
1977	3.213,8	83,2	20,80	2,5	0,625
1983	3.148,7	148,3	10,85	4,5	0,333
1991	2.913,0	384,0	29,46	11,6	0,888
1995	2.900,0	397,0	3,25	12,0	0,100
2001	2.903,9	393,1	-0,65	11,9	-0,017
2005*	2.784,3	512,7	16,02	15,6	0,488

Embalse de El Tunal					
Año	Volumen total (hm ³)	Volumen de sedimentos (hm ³)	Aportes de sedimentos (hm ³ /año)	Reducción Volumen (%)	Reducción Anual Volumen (%)
1991	230,0	---			
1996	192,6	37,4	7,48	16,3	3,260
2001	156,8	73,2	7,16	31,8	3,100
2005*	174,9	55,1	3,94	24,0	1,711

*Estimaciones a partir de la nueva metodología.

La reducción del volumen debido al aporte de los sedimentos tiene tasas anuales de reducción muy diferentes para cada embalse. Esta reducción está en relación directa a la cantidad de años de antigüedad del embalse, la capacidad de embalsar agua y los aportes anuales de sedimentos. Así puede observarse que las tasas de reducción anual de sus volúmenes varían entre 0,31 y 1,71 % (Tabla 4).

Esta discrepancia fue resuelta por el ORSEP-Regional Norte -, organismo competente en la fiscalización de los embalses en Argentina, estableciendo un nuevo punto de inicio en las estadísticas de embalsado a partir del uso de la nueva metodología propuesta por los autores, la que fue oficialmente adoptada por esta institución a partir de dicho momento.

Morfología de los depósitos

Los efectos de la sedimentación aparecen con claridad en los planos batimétricos generados, pues los rasgos morfológicos de los antiguos valles fluviales han sido parcialmente borrados por los depósitos acumulados.

La acumulación de sedimentos de cada embalse se produce principalmente en el área de aporte de los ríos afluentes mediante la formación de deltas provocando una reducción de sus superficies y la que está directamente relacionada con la profundidad

de los valles; esta acumulación en estos sectores es principalmente por la fracción arena de los sedimentos arrastrados, y que está constituido por partículas de tamaño superiores a 62 micras. Los embalses construidos en valles profundos, como Cabra Corral y Escaba, tienen una menor reducción de sus superficies debido a que la mayor parte de los sedimentos acumulados quedan retenidos en el fondo de los valles fluviales los que son muy profundos. En cambio los embalses ubicados en áreas de pedemonte o en llanuras, como Río Hondo, El Cadillal y El Tunal, al ser en promedio menos profundos, los sedimentos acumulados en sus deltas, reducen en forma acelerada la pérdida de superficie del espejo del agua (Tabla 5).

La distribución actual de los sedimentos en cada embalse permite reconocer que el avance de los deltas produjo importantes modificaciones en las partes distales, comprobables al contrastar la planimetría original con la morfología actual. El crecimiento general de dichos deltas se produce en una franja coincidente con la dirección primitiva de la corriente (Fig. 5). Además, la pérdida de la capacidad de transporte de la corriente fluvial al cesar el régimen turbulento al llegar al embalse, también modificó el patrón de sedimentación también aguas arriba de las desembocaduras depositando los granos gruesos en el cauce antes de su ingreso al reservorio.

Tabla 5. Reducción de las superficies en los distintos embalses.

Embalse	Superficie original(ha)	Superficie actual(ha)	Reducción superficie (%)
Río Hondo	29.563,3	25.297,4	14,43
El Cadillal	1.229,2	990,6	19,41
Escaba	539,0	497,6	7,77
Cabra Corral	12.244,9	11.721,8	4,30
El Tunal	3.277,9	2.748,3	16,15

La morfología de los depósitos en el sector medio de cada embalse se caracteriza por achatar el relieve preexistente y conformar una superficie de sedimentación de suave pendiente, homogéneamente distribuida y que está constituido por partículas de tamaño inferiores a 62 micras que representan a limos gruesos.

La fracción granulométrica predominante en el sector proximal a los diques de cada embalse, está conformada a su vez por sedimentos menores a 32 micras, que representan a limos finos y arcillas. Estos depósitos finos cubren el fondo de los valles fluviales, sin llegar a ocupar aún la zona de taludes.

La erosión a nivel de cuenca

La evaluación de los depósitos acumulados en los embalses estudiados es el resultado final de la degradación ocurrida en las cuencas de alimentación.

En la Tabla 6 se puede observar el grado de aporte de sedimentos provenientes de sus cuencas para cada embalse. Este aporte, medido como unidad de volumen por superficie y tiempo ($m^3/ha/año$), indica claramente que cuatro de los cinco embalses estudiados reciben, en promedio, la misma cantidad de sedimentos, unos 0,5-0,6 m^3/ha anuales, salvo el embalse de Río Hondo que recibe un aporte menor de sedimentos.

La explicación de dicha diferencia radica en que el embalse de Río Hondo, tiene dos de sus cinco afluentes, regulados aguas arriba; el río Salí por el embalse de El Cadillal, y el río Marapa por el embalse de Escaba, mientras que el resto de sus ríos afluentes (Gastona, Chico y Matazambi), poseen pequeñas cuencas imbríferas; ambos embalses retienen el 74,2 % de los sedimentos que recibiría este embalse sino estuvieran construidos aguas arriba de su cuenca. En cambio, el resto de los embalses no poseen este tipo de regulación, recibiendo por ello, una mayor cantidad de sedimentos.

Tabla 6. Estimación del aporte de sedimentos desde las cuencas imbríferas en cada embalse y tiempo remanente hasta su total colmatación.

Embalse	Superficie de la cuenca (ha)	Tiempo transcurrido desde su inauguración (años)	Aporte de sedimentos de la cuenca ($m^3/ha/año$)	Tiempo estimado para su total colmatación (años)
Río Hondo	1.962.500	39,4	0,389	303,2
El Cadillal	470.000	39,6	0,518	107,6
Escaba	90.000	56,0	0,599	267,9
Cabra Corral	3.190.000	31,8	0,505	204,1
El Tunal	632.000	13,8	0,531	57,6

En base a la tasa de reducción anual del volumen embalsado se puede proyectar el tiempo estimado para la total colmatación de cada embalse (última columna de la Tabla 6). Dicho tiempo se debe tomar sólo como una medida indicativa de la pérdida total de la capacidad de retención de agua, pero hay que contemplar que la vida útil de un embalse se considera en función del objetivo con el cual fue construido; si se considera que el fin es la producción de energía, la vida útil se reduce al momento en que

los sedimentos llegan a cubrir las bocas de toma de agua para las turbinas de generación y éste momento es considerablemente menor al estimado como vida útil final.

El proceso erosivo se produce en la totalidad de las cuencas imbríferas de los embalses, por lo tanto, todo estudio dirigido a controlar y atenuar sus efectos debe ser planeado integralmente, ya sea referido a los parámetros físicos como a los efectos antrópicos.

La construcción sistemática de obras que conduzcan al control de los procesos erosivos, con el propósito de incrementar la vida útil de cada embalse, las mismas deberán comprender las particularidades fisiográficas de cada cuenca de aporte y debe tener un orden de ejecución de las tareas; comenzando por la corrección de las cabeceras, luego las gargantas, cauces, bajadas y por último en la zona del cauce principal. Este tipo de trabajo, pueden comprender obras de arte como muros de piedra, fajnadas, empalizadas, gaviones y diques desarenadores. Estas modificaciones deberán tener como objetivo reducir la escorrentía superficial, inducir la infiltración, disminuir las pendientes e incrementar la rugosidad, todo lo cual llevará una mayor estabilidad de los suelos, con el consiguiente beneficio para el arraigo de la vegetación.

Además hay que tener en cuenta que estos sedimentos acumulados provienen de regiones donde la actividad agrícola es de tipo intensiva, siendo imprescindible evitar las pérdidas por erosión hídrica mediante la protección con vegetación de los drenajes principales y de la aplicación de técnicas y medidas para el manejo de los suelos. Dichas medidas deben involucrar a los productores, tanto agrícolas como ganaderos, mediante programas de concientización e incentivos por parte de organismos oficiales.

REFERENCIAS

Alvarez M. A., Fernandes S., Mariano A. C., Pimenta M. T. y Verissimo M. R. 1991. *Monitorização batimétrica em albufeiras*. ESIG 2001. Sao Paulo, pp.1-11.

ARCMAP 9.3. ESRI Corporate, Redlands, CA, USA

Bigarella J. J. y Mazuchowski J. Z. 1985. *Visão integrada da problemática da erosão*. Simpósio Nacional de Controle de Erosão, Maringá. Anais. Marília: ABGE, Vol 3, pp. 327-332.

Carvalho N. O. 1994. *Hidrossedimentologia prática*. Rio de Janeiro: Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais CRPM, ELETROBRAS, Brasil.

Carvalho N. O. 2000. *Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios*. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica ANEEL, Brasil.

Chapapría, V. E., Aguilar Herrando J., Serra Peris J. y Medina Folgado J. R. 1995. *Levantamientos y seguimientos topo-batimétricos en ingeniería de costas*. Ingeniería del Agua. Vol. 2 Num. Extraordinario. Laboratorio de Puertos y Costas E.T.S.I C.C.P. Valencia, España.

Environmental Systems Research Institute, Inc. www.ian-ko.com/resources/triangulated_irregular_network.htm

GRAPHER v2.02. Alentum Software, Inc. Glen Allen, VA, USA

IDRISI KILIMANJARO v14.02. Clark Labs, Clark University, Worcester MA, USA

Krumbein W. C. y F. J. Pettijohn. 1938. *Manual of Sedimentary Petrography*. New York.

Lopes A. V. 1993. *Aplicação de métodos de previsão de assoreamento de reservatórios*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP,

Morris G. L. y Fan J. 1997. *Reservoir sedimentation handbook: desing and management of dams, reservoirs, and watersheds for sustainable use*. McGraw-Hill. New York.

Palmieri A., F. Shah y Dinar A. 2001. *Economics of reservoir sedimentation and sustainable management of dams*. Journ. Environm. Manage. Vol 61 2, pp. 149-163

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2006. www.ambiente.gov.ar

Silva Alves da S. 2007. *Avaliação do assoreamento do Lago Bonsucesso, Jataí – GO*, Dissertação Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra, Curso de Pós-Graduação em Geologia - Curitiba, Brasil.

Vilhena R. M., Roig H. L. y Meneses P. R. 2003. *Determinação do assoreamento de reservatório utilizando técnicas de geoprocessamento, o caso do reservatório de Funil – RJ*. XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Belo Horizonte-MG, CD-ROM, pp. 2649-2651.

EVALUATION METHOD OF THE LOADS OF POLLUTANTS TRAPPED IN THE INFILTRATION BASIN AND THE ESTIMATE OF ITS EVOLUTION.

MÉTODO PARA LA EVALUACIÓN DE CARGAS DE CONTAMINANTES RETENIDOS EN CUENCAS DE INFILTRACIÓN Y ESTIMACIÓN DE SU EVOLUCIÓN

Wolfield Tingué^{1,2}, Marie Gisèle P.A. Pierre^{1,3}, Sylvie Barraud²

Abstract

The techniques of rainwater infiltration in urban environment tend to reduce the debits and/or the rain waters, and also limit the phenomena of washing urban surfaces by streaming waters and so, allow reducing their polluting loads. However, the potential of transfer of the pollutants contained in these waters represents a threat for the quality of the underlying grounds and underground waters. The objective of infiltration basins is also to retain the polluting load contained in these kinds of water and set it up so that the effluent that leaves the basin does not have any negative impact on the natural environment. Therefore, the durability or effectiveness of these systems of infiltration in long term must be studied. Indeed, the goal of this study is to propose a method of characterization of the spatial heterogeneity from the concentrations in heavy metals measured in the basin of Django Reinhardt if, annually based, the concentrating pollutants or their distribution evolved. Three campaigns of measurement have been realized one year apart. The first one in April 2005 reached 103 points; 92 points for the second one in February 2006; and 99 points for the last in July 2007. The analyzed parameters for each sample are: the Lead (Pb), the Copper (Cu), Zinc (Zn) and water content (W). The method used for the characterization was the Krigeage. Analyses based on a sample of 5 cm of studied grounds show that the basin is polluted to the surface. They revealed as well an accumulation of pollutants among the three campaigns, especially at the entrance of the basin and, in the oldest part compared the rest of the system. At last, a report of total mass of heavy metals trapped in the basin was restored on the 5 cm of studied grounds.

Key Words: Infiltration Basin, Heavy Metals, Effectiveness, Spatial Heterogeneity, Krigeage.

Resumen

Las técnicas de infiltración de las aguas pluviales en medio urbano se encaminan a disminuir los caudales y/o los volúmenes de aguas pluviales. Limitan al mismo tiempo los fenómenos de colada de las superficies urbanas por las escorrentías, y permiten pues disminuir sus cargas contaminantes. Sin embargo, el traslado potencial de los contaminantes contenidos en esas aguas constituye una amenaza para la calidad de los suelos subyacentes y aguas subterráneas. El objetivo de las cuencas de infiltración consiste también en retener la carga contaminante contenida en esas aguas y de fijarla para que el efluente que deja la cuenca no tenga ningún impacto negativo en el medio natural. Por lo tanto, la durabilidad o la eficacia de esos sistemas de infiltración a largo plazo debe estudiarse. El objetivo de este estudio es proponer un método de caracterización de la heterogeneidad espacial, a partir de concentraciones en metales pesados medidas en la cuenca Django Reinhardt si, a escala anual, las concentraciones en contaminantes, o su repartición, han progresado. Tres campañas medidas han sido realizadas a intervalos de un año: la primera, en abril de 2005, cuenta con 103 puntos; la segunda, en febrero de 2006, agrupa 92 puntos y el último, en julio de 2007, reúne 99 puntos. Los parámetros analizados para cada muestra son: el plomo (Pb), el cobre (Cu), el cinc (Zn) y el contenido en agua (W). El método de caracterización utilizado fue el Krigeage. Los análisis muestran sobre los 5 cm de suelos estudiados que la cuenca está contaminada a la superficie. También permitieron detectar una acumulación de los contaminantes entre las tres campañas, sobre todo a la entrada de la cuenca y en la parte más antigua que el resto del sistema. Por fin, sobre los 5 cm de suelos estudiados un balance de masa total de metales pesados prendidos en la cuenca se reconstituyó.

Palabras clave: Cuenca de infiltración, Metales pesados, Eficacia, Heterogeneidad espacial, Krigeage.

INTRODUCTION

Within the space of a few years, water is become one of the major issues of the 21st century and, the durability of its protection and management is at the

heart of political discussions. The classical techniques – developed since 19th century – have been thrown back into doubt while the research of new solution which can protect better the environment and the resources is a worldwide concern today (Chocat et

1 Laboratoire d'Analyse des Matériaux (LAM), BP 796 Université Quisqueya, Port-au-Prince, Haïti. e-mail: wolffy_22@yahoo.fr

2 Laboratoire Génie Civil & Ingénierie Environnementale (LGCIE), INSA de Lyon, Bâtiment Coulomb, 20, Avenue A. Einstein 69621 Villeurbanne Cedex, France.

3 Association Haïtienne Femmes Science et Technologie, Université Quisqueya, Port-au-Prince, Haïti.

al., 2004). This phenomenon is particularly true today for the management of rain waters whose techniques are alternative, and more particularly the techniques of infiltration introduce new issues and technologies to cope with it. So, the infiltration basins must be considered in the management of rain waters (Boller, 2004).

For thirty years, the infiltration basins of rain waters are become a common way of cleaning up gathering flows of water in towns and decrease the pollutants in natural zones (Nightingale, 1987; Yousef et al., 1994). However many questions remain about their aptitude to bring a long-lasting help (economic, technique, social and environmental). The environmental dimension linked to the preservation of natural environment in particular: protection of the ground waters and the soils against diverse forms of pollution linked to rain waters (Dechesne, 2002). These methods of rain waters management are often qualified as those environmentally suitable (Lind et Karro, 1995); for, they contribute to the reduction of high rate of flows and the volume of streaming. They also allow reducing the frequency of floods and contributing to the quantitative recharging of the ground waters. Those techniques contrast with the principle of unit channel (Chocat, 1997). The infiltration zone made up of a retaining basin and an infiltration basin lie in urban landscape (Fischer et al., 2003; Dechesne et al., 2004). They have great potentialities, considering the form and the possibilities of various uses facilitating them to integrate the social fabric.

The infiltration basins can impact the receiving environment that is the soil and the ground water (Dechesne, 2002). The pollution of underground waters is very critical the fact that the ground waters represent an important source of mineral water (Brelot, 1994). By infiltrating, the pollutants contained in rain waters are to a large extent in the soil (Lind and Karro, 1995) and the knowledge of their future remains unsatisfied.

The quality of rain waters infiltration is very variable from one rainy season to another; from one fluvial basin to another (Bardin et al., 2001; Forster, 1990, 1996, 1999; Person et al., 1993; Thevenot, 1992). That's understandable by the fact that streaming waters loaded first in contact with atmospheric pollutants, then, on the impermeable surfaces catching in this way organic and mineral pollutants. So rain waters can carry great quantities of various pollutants: heavy metals, hydrocarbon, pesticide, and bacterium, nutritive elements, in the form of dissolved or particle. This pollution focuses, to a large extent on solid particles (Bachoc et al., 1992).

Lind and Karro, 1995, revealed that the concentrations of heavy metals in the soils of infiltration zones are twice the quantity of those in reference¹ zones. According to Makepeace and al., 1995, the concerns of heavy metals in today's world focus on: the lead,

the cadmium, the copper and zinc, since those metals represent a considerable part of pollutant in rain waters. This study on the Django Reinhardt's basin, infiltrating on surface of 8000 m² the water of a fluvial basin of 185 ha study particularly the concentration of heavy metals found in the basin. Three campaigns of measure have been made on the site and each of them has the heavy metals analysis by spectrometric of fluorescence X portable on 100 points, 92 points, 99 points distributed on the surface of the infiltration basin. To assess the environmental quantity, indicators have been suggested. What must be done now it's to assess the quantity of pollutants bring to the work and those trapped particularly by the work-soil interface.

METHODOLOGY

Django Reinhardt's experimental site

The infiltration basin of Django Reinhardt is located in the East plain of Lyon and the subjacent soil is made of fluvial and icy alluvia very permeable. It was built in 1975 to collect rain waters of the industrial area of Chassieu. The surface of the fluvial basin is around 185 ha. Its topography is flat (slope of 0,004) and the system allows rain waters and cooling waters taken to be clean. The subjacent soil is made of fluvial and icy alluvia very permeable. To sum up the ground water is deep (around 13 m).

This site which is use for 20 years, from the start, included three compartments (figure 1). It has been renovated in 1975, 2002 and 2004. The main objective of this development was to increase the capacity of the retention basin and merge the two other basins in an infiltration one. It's made up of two under basins linked together with pipe of 60 cm of diameter: an under basin of stocking-decanting, in which the water comes first to arrive in an infiltration under basin (Bardin and Barraud, 2004).

The stocking under-basin has a watertight verge by a geomembrane. It has a capacity of 32200 m³ on ground of 11302 m². The water comes in the basin through two circle collector of 1.6 m of diameter and the emptying of the retaining basin is done by a surverse and a flow regulator of L/s (Bardin and Barraud, 2004).

After three years of use, the infiltration compartment appears quite plugged off. And the most plausible hypothesis of that phenomenon is an insufficient decantation in the retaining basin (Bardin and Barraud, 2004). On Bardin and Barraud (2004) recommendation, the under basin of retaining-decantation has been modified. This modification has made to built a low wall in order to separate the under basin so as to facilitate the decantation.

This study realized on this site highlights a casual conjunction. The first one is linked to the behavior of the retaining basin that does not ensure a satisfied decanting as mentioned before. Indeed, the first

1 Similar zones not having served to the infiltration

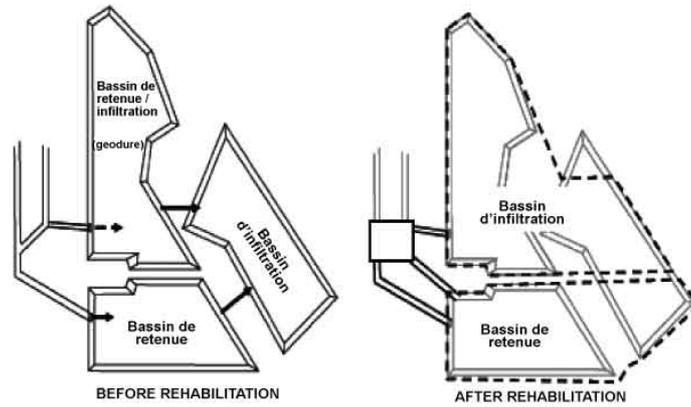


Figure 1. Diagram of the system before and after rehabilitation

compartment of retention was conceived for hydraulic use and not decanting use.

The second cause is linked to waters of dry season pouring into the system. We periodically remark suspicious pollutants contained hydrocarbons which have nothing to do with cooling waters.

The third cause is linked to the execution of the works. The cleaning out of the system seems not to be done correctly. The first signs of plugging could be seen quickly in the zone corresponds to the former infiltration basin. The easiness with which the basin is plugged all over the surface, while the zone corresponds to the former emergency basin didn't show any sign of plugging, indicates that sediments of the former infiltration site would have been spread on the current infiltration basin, and at the time of carrying out excavation works.

Study data

Three campaigns of measure have been realized on the Django Reinhardt site at Chassieu. The first one took place in April 2005, the second on in February 2006 and the last in July 2007. The Niton measures results have been adjusted by straight lines found from a few samples and their concentration measured by the Niton and by ICP-MS. Each of these measures have the analysis of heavy metals by spectrometry of fluorescence X portable on 103 points for the first sample, on 92 points for the second and 99 for the last. All of them are equally spread on the infiltration basin surface at around 7000 m². The parameters analyzed for each sample are the concentration in Pb, Cu and Zn (mg/Kg), so as the water level W (%). Those points are spread on the whole surface of the basin in accordance with a grid of 10 m × 10 m.



Figure 2: Samples of taken soils (Infiltration basin of Django Reinhardt in Chassieu, July 2007)

The samples of the soil (figure 2) have been taken with shovel on about 5 cm of depths. The extrinsic characteristics of the soil samples taken are different from one point to another. A few of them have many vegetables extracts relatively thin and, others are much more ochre and must contain fluvial ice, there are a few of them that have been taken out of water that contains a lot of fines.

The three campaigns have been realized one year apart, so much so that it will be possible to study annually the concentration of pollutants or their distribution evolved.

Analysis and characterization methods (geostatistic methodology)

Geostatistic analysis tool

The program R, 2006, "geostatistic analysis tool" has been chosen to assess and compare the heavy metal pollution level found in the soil of that basin for the three sampling campaigns. R is at once software and a qualified language of the S dialect created by AT&T Bell Laboratories.

Hypothesis analysis

In this study, the deterministic methods have been put aside to be replaced by the stochastic ones which suggest a probabilistic model to formalize the behavior of physical phenomenon under consideration. Given the Krigeage takes in consideration the spatial dependence structure of the data seems to be the most reliable to quantify the pollutants. The basis idea of the Krigeage is to forecast the regional variable values. In general, the method has 5 steps:

1. Exploratory analysis (i.e. the data visualization) allows oneself to familiarize with the data and determine the choice of the model.
2. The analysis called variographic, that is, the variogram assess, allow to quantify the spatial variability of the pollutant from the values analyzed in different selective sites of measure and according to the distance among them. The exponential model was chosen to realize the variogram. To write a model with naked eye, we need to add value to the level, at the nugget effect level. At last, two models of semi-variance must be adjusted according to the distance and initialize the level values of the level and the nugget effect.
3. The type of Krigeage choice. In this research work the choice is settled on the ordinary Krigeage on a regular model, called selective Krigeage. This type of Krigeage allows to create a regular grid on a given domain and Krigeage on each point of the grid. It allows observing the Krigeage values and errors variance. Interpolation grid of (100000, 100000) was chosen and according to topographic statement that identify 144146 point on the whole basin surface of 8277,22

m² was obtained with Autocad. This surface allows forming the boundary of the basin or the interpolation zone by Krigeage.

4. The achievement of interpolation by ordinary Krigeage.
5. The assessment of the model accuracy and of the quality mostly by a cross validation.

Pollutants mass assessment

The pollutant mass for each point is calculated up by the following equation:

$$m_i = \rho \cdot s_i \cdot (f \cdot e_i \cdot c_i)$$

With:

m_i : Pollutant mass for each point

f : This portion of the layer of surface, f = 25%

ρ: Volume (mass) of the soil, ρ= 2600 Kg/m³

e_i : Depth of the layer of the soil taken on surface, e_i = 5 cm

s_i : Stitch surface i

c_i : Pollutant concentration in the stitch i

The surface used to determine the pollutant mass valuation is the influence surface by point. To calculate this surface, we divide the total surface of the basin which is 8277, 22 m² by the number of points of the topographic statement which are 144146 in numbers. The pollutants volume is calculated with the depths of the soil layer taken as sample, that's the 5 cm surface layer. The total volume of pollutants is calculated by adding the volumes in each point. The concentrations used are the calculations are the measured valuation on the Django Reinhardt site minus the ones of the reference soil (table 1).

Table 1. Pollutants concentration in the reference soil

	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Reference soil (Winiarski et al., 2001)	6	6	46

RESULTS AND DISCUSSION

The results obtained and their interpretation for the spatial and temporal progress of heavy metals concentration (Pb, Zn, Cu) are presented in this part:

Statistic data for the three campaigns (April 2005, February 2006 and July 2007)

The average concentration (mg/kg), the median (mg/kg) and the variation coefficient (Cv %) of concentration for each campaign are presented in the tables 2, 3 and 4.

In 2005 (table 2), the average concentration of Lead and Zinc are lower than the values guides (VDSS and VCI) in terms of soils pollution (BRGM, 2000). Consequently those values are not very dangerous for the soil. On the contrary, the average value found for the Copper a greater then the VDSS minimum guide values.

Table 2. Statistical data (April, 2005)

	April 2005 (N=103)		
	Pb	Zn	Cu
Average	63	833	110
Median	47	568	75
standard deviation	43	758	96
Cv (%)	68	91	87

In 2006 (table 3) the average concentration for the Lead and Zinc compared to the guide value are not dangerous for the soil. The Copper remain the same as it was in 2005.

Table 3. Statistical data (February, 2006)

	February 2006 (N=92)		
	Pb	Zn	Cu
Average	188	1135	177
Median	131	1133	190
standard deviation	194	734	107
Cv (%)	103	65	60

At last, for year 2007 (table 4), the average concentration of Lead and Copper is a potential risk of source of pollution compared to the under soil values definition (VDSS). But the average concentration of Zinc is not.

Table 4. Statistical data (July, 2007)

	July 2007 (N=99)		
	Pb	Zn	Cu
Average	234	1299	213
Median	221	1268	220
standard deviation	87	474	72
Cv (%)	37	36	34

Correlation between the parameters

The study of the correlation between the parameters can show that the metal form dynamic in the sampling soils depends on the physico-chemical characteristics. Because of this, the different metals of the first campaign (table 5) have a good correlation

among them. They are almost linear, that is ($r=1$). For the second and the third as well (table 5), the correlation among the different metals are much weaker compared to the first campaign. It seems that the different metals do not have the same behavior. In addition, the correlation from one campaign to another (table 6) seems to be very weak for the different scenarios.

Table 5. Correlation coefficient between the pollutants for the three campaigns

	Correlation coefficient : r		
	April 2005	February 2006	July 2007
Pb/Zn	0,94	0,30	0,34
Pb/Cu	0,95	0,54	0,58
Zn/Cu	0,86	0,80	0,77

Table 6. Correlation coefficient from one campaign to another

	Pb/Pb	Cu/Cu	Zn/Zn
1st and 2 nd campaign : r	0,12	0,30	0,49
1st and 3 th campaign : r	-0,22	0,22	0,44
2 nd and 3 th campaign : r	0,36	0,41	0,56

Heterogeneity spatial analysis (pollutants content)

The pollution evolution on the time gives the following results:

For the Lead

In 2005, the concentrations in **Lead** (table 7 and figure 3) are distributed in the whole basin, but the most concentration is found in the former part of the basin.

In 2006, the pollution distribution of **Lead** could be shown at the entrance of the basin and in the rest of the basin this pollution is relatively constant.

In 2007, a strong pollution of **Lead** was found in the whole basin. This pollution can be seen particularly at the entrance and in the rest of the system.

For the Copper

In 2005, the concentrations of **Copper** (table 8 and figure 4) are rather constant in the whole basin except in the former part of the basin where the concentrations are much more significant.

In 2006, the concentration of **Copper** is shown relatively constant in the part rehabilitated. However, the intensification of the pollution is particularly visible in the former part of the basin.

In 2007, the concentrations of **Copper** are remarkably obvious in the former part of the basin and also at the entrance of the latter. But the concentration in the rest of the system is relatively constant.

Table 7. Average concentration, standard deviation and Cv for the three campaigns in two parts of the basin (Pb)

	Pb	Apr.-05	Feb.-06	Jul.-07
Part of the former system:	Average (mg/kg)	138	145	183
	Median(mg/kg)	148	152	170
	Standard deviation (mg/kg)	44	42	46
	Cv (%)	32	29	25
Rest of system :	Average (mg/kg)	53	195	241
	Median(mg/kg)	44	122	226
	Standard deviation (mg/kg)	30	209	89
	Cv (%)	58	107	37

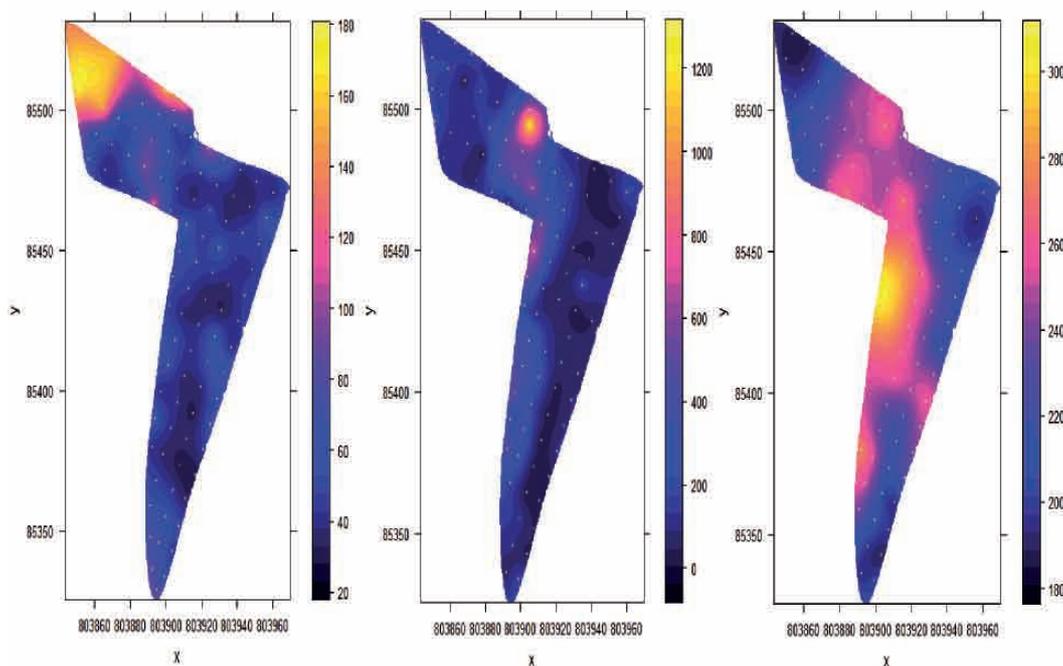


Figure 3. Contents in Pb: (April, 2005), (February, 2006) and (July, 2007)

Table 8. Average concentration, standard deviation and Cv for the three campaigns in two parts of the basin (Cu)

	Cu	Apr.-05	Feb.-06	Jul.-07
Part of the former system :	Average (mg/kg)	261	238	239
	Median(mg/kg)	281	266	253
	Standard deviation (mg/kg)	102	100	94
	Cv (%)	39	42	39
Rest of system :	Average (mg/kg)	88	167	209
	Median(mg/kg)	66	178	219
	Standard deviation (mg/kg)	73	105	68
	Cv (%)	83	63	33

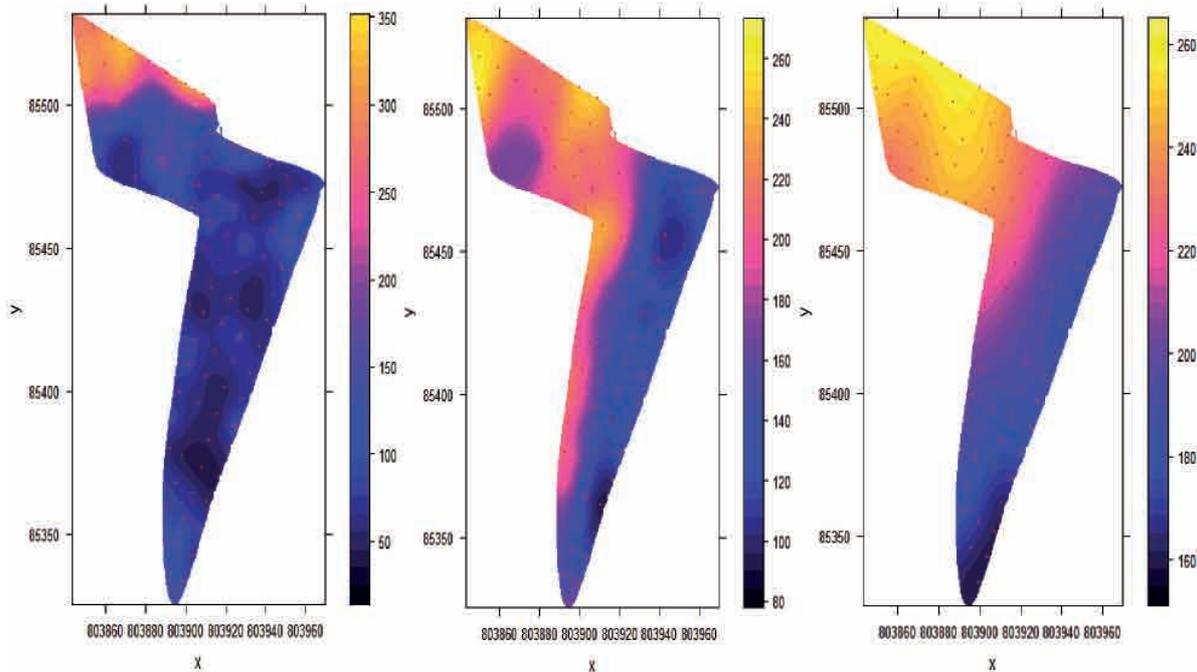


Figure 4. Contents in Cu: (April, 2005), (February, 2006) and (July, 2007)

For the Zinc

In 2005, the largest concentrations of **Zinc** (Table 9 and figure 5) are found in the former part of the basin, and in the rest of the basin the concentrations are constant.

In 2006, the concentrations are larger in the former part of the basin and relatively constant in the rest of the basin. The pollutants which are developing

in it are shown clearly as well, but the pollutants distribution with the surface is not as obvious as it is for the other pollutants. So the **Zinc** seems to be the most mobile metal of the space.

For the **Zinc in 2007**, the concentrations remain constant is the whole basin; but the largest concentration is shown in the former part of the system.

Table 9. Average concentration, standard deviation and Cv for the three campaigns in two parts of the basin (Zn)

	Zn	Apr.-05	Feb.-06	Jul.-07
Part of the former system:	Average (mg/kg)	2275	2143	1920
	Median (mg/kg)	2303	2082	1741
	Standard deviation (mg/kg)	1033	939	675
	Cv (%)	45	44	35
Rest of system :	Average (mg/kg)	624	969	1206
	Median (mg/kg)	486	1052	1241
	Standard deviation (mg/kg)	408	544	356
	Cv (%)	65	56	30

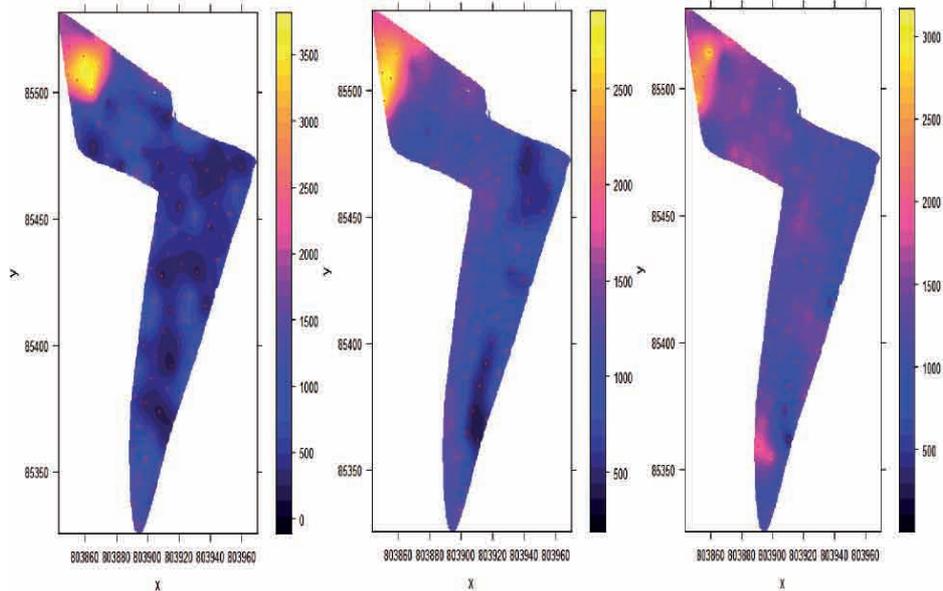


Figure 5. Contents in Zinc: (April, 2005), (February, 2006) and (July, 2007)

Mass of Pollutants trapped in the first five centimeters

The total mass of pollutants trapped by the soil in the 5 cm is calculated by the equation 1 for each pollutants considered.

The uncertainty of the mass assessment concerns the pollution of the local variability, the uncertainty in the soil density, in the percentage of the thin fraction

of the soil and in depths. The mass assessment and them uncertainty are shown in the table 10.

The masses of Lead are increased in the Django Reinhardt basin of 46 kg, of 30 kg for the copper and of 134 kg for the Zinc.

The evolution of concentration masses of Lead, Copper and Zinc according to the years in question are shown in the graph below (Figure 6).

Table 10. Masses of pollutants trapped in 5 cm

	Pb (Kg)	Cu (Kg)	Zn (Kg)
April 2005	15 ± 6	26 ± 11	199 ± 86
February 2006	48 ± 21	45 ± 19	282 ± 122
July 2007	61 ± 27	56 ± 24	333 ± 145
Total masses trapped	46 ± 21	30 ± 13	134 ± 59

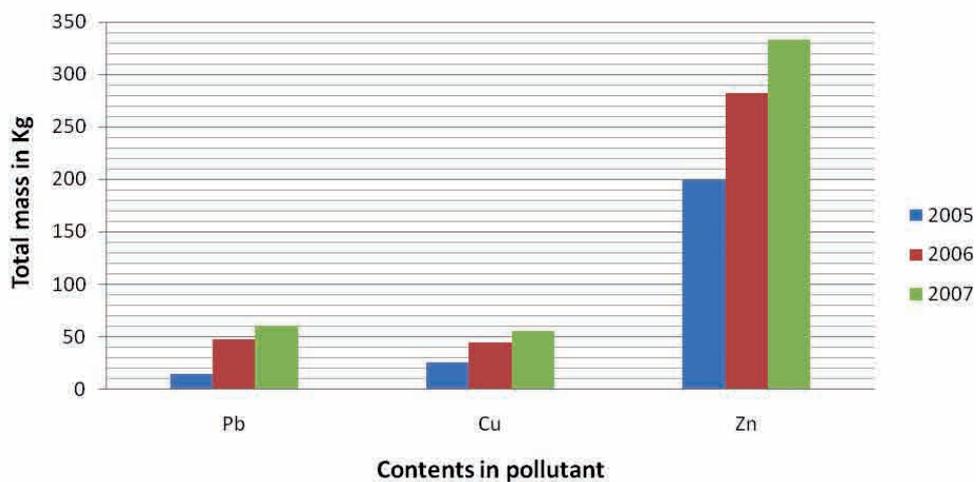


Figure 6. Concentrations masses of evolution in Pb, Cu and Zn

CONCLUSION

In this study, we suggested the use of the ordinary Krigeage method for the characterization of the spatial heterogeneity of trapped pollutants in a way to evaluate correctly the masses retained by the soil and the evolution pollutants charges.

The interpretation of the results obtained allowed noticing that:

The correlation between the heavy metals of the first campaign is much larger than those of the second and third campaign.

For the three sampling campaigns undertaken, the pollution is felt very large in the upper level of the system that is in the first 5 cm of the studied soil.

The concentration in heavy metal is often higher in the most former part of the basin than in the rest of the system. This concentration seems to be relatively constant.

The attracted zones, in terms of hydraulic and at the entrance of the basin have higher concentration of heavy metals (Lead, Zinc and Copper).

The spatial heterogeneity is important, but unfortunately all the pollutants do not have the same reaction. The Zinc seems to be the most mobile metal of the system.

The mass assessment has been built up again in the basin for the different metal studied. It's obvious that the total mass of pollutants built up again in the first 5 centimeters of the studied soil is getting increased from one year to another.

In order to continue with the research works presented in this dissertation, other method of Krigeage should be considered or studied, such as, Universal Krigeage and other types of spatial interpolation methods, as well as the different spatio-temporal interpolation method. All these methods should be particularly interesting to use as solution to the interpolation problematic of data.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank all institutions that financed this project for scientific support.

REFERENCES

Bachoc A., Chebbo G. et Mouchel J.M. 1992. La pollution des rejets pluviaux urbains : son importance, ses caractéristiques, quelques éléments sur ses origines et son interception. Rejets urbains par temps de pluie : pollution et nuisances. Actes des 3èmes journées du DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, organisées les 14 et 15 mai 1992 à Paris, pp. 9-21.

Bardin J.P, Gautier A., Barraud S. et Chocat B. 2001. The purification performance of infiltration basins fitted with pre-treatment facilities: A case study. *Water Science and Technology*, vol. 43, n° 5, pp. 119-128.

Bardin J.-P., Barraud S. 2004. Aide au diagnostic et à la restructuration du bassin de rétention de Chassieu. INSA de Lyon - URGC Hydrologie Urbaine. Villeurbanne France : Rapport pour le compte de La Direction de l'Eau du Grand Lyon, juin 2004, 62 p.

Boller M. 2004. Towards sustainable urban stormwater management. *Water Science and Technology : Water Supply*, vol. 4, n° 1, pp. 55-65.

Brelot E. 1994. Eléments pour la prise en compte de l'impact des rejets urbains sur les milieux naturels dans la gestion des systèmes d'assainissement. Doctorat: INSA Lyon France, 352 p.

BRGM 2000. Gestion des sites potentiellement pollués. Evaluation simplifiée des risques et classification des sites. Version 2. Editions BRGM.

Chocat B. 1997. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Edition Tec & Doc, Lavoisier, Paris, 1136 p.

Chocat B., Desbordes M. et Brelot M. 2004. NOVATECH : Synthèse de trois années de progrès scientifiques et techniques dans la gestion urbaine des eaux pluviales, Lyon France, 11 p.

Dechesne M. 2002. Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long-terme. Doctorat : INSA Lyon France, 275 p.

Dechesne M., Barraud S., Bardin J.P. 2004. Indicators for hydraulic and pollution retention assessment of stormwater infiltration basins. *Journal of Environmental Management*. 714.

Fischer D., Charles E. G. et Baehr A. L. 2003. Effects of stormwater infiltration on quality of groundwater beneath retention and detention basins. *Journal of environmental engineering*, vol. 129, no5, pp. 464-471.

Forster J. 1990. Roof runoff: a source of pollutants in urban storm drainage systems? In 5th International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka, Japan, pp.468-474.

Forster J. 1996. Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and local infiltration. *Water Science and Technology*, vol. 33, n° 6, pp. 39-48.

Forster J. 1999. Variability of roof runoff quality. *Water Science and Technology*, vol. 39, n° 5, p. 137-144.

Lind B. et Karro E. 1995. Stormwater infiltration and accumulation of heavy metals in roadside green areas in Göteborg, Sweden. *Ecological Engineering*, vol. 5, pp. 533-539.

Makepeace D.K., Smith D.W. et Stanley S.J. 1995. Urban stormwater quality: summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environ. Sc. Technol.* 252: 93-139

Nightingale H. 1987. Accumulation of As, Ni, Cu, and Pb in retention and recharge basins soils from urban runoff. *Water Resource Bulletin*, vol. 23, pp. 663-672.

Person A., Petit-Coviaux F., Le Moullec Y. et Festy B. 1993. Contribution des principales sources en métaux et métalloïdes à la pollution particulière dans l'agglomération parisienne. *Pollution Atmosphérique*, pp. 75-88.

R Development Core Team 2006. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Thevenot D. 1992. Pollution des eaux pluviales urbaines : origine, niveaux et mobilité des polluants. Dans *Rejets urbains par temps de pluie : pollutions et nuisances*. Presses de l'Ecole nationale des ponts et chaussées, pp. 81-93.

Winiarski T., Delolme C., Bedell J.-P., Ghidini M., Crosnier J., et Bobillon G. 2001. Profils chimique, biologique et perméabilité du bassin Django Reinhardt. Rapport final. Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, Lyon.

Yousef Y.A., Hvitved-Jacobsen T., Sloat J. et Lindeman W. 1994. Sediment accumulation in detention or retention ponds. *The Science of the Total Environment*, vol. 146-147, pp. 451-456.

GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS: COMPARACIÓN DE LOS ASPECTOS LEGALES E INSTITUCIONALES ENTRE CHILE Y BRASIL *

WATER RESOURCES MANAGEMENT: COMPARISON OF LEGAL AND INSTITUTIONAL ASPECTS BETWEEN CHILE AND BRASIL

Silvia Basualto M.¹

Resumen

El presente documento constituye una revisión legal y comparativa para establecer un marco comparativo entre Chile y Brasil de los antecedentes históricos relativos específicamente al Código de Aguas, la Política Nacional de Recursos Hídricos, los instrumentos asociados a la gestión, los aspectos institucionales y de gestión de cuencas.

Se realiza un análisis crítico de los resultados encontrados especialmente en Chile en materia de gestión de recursos hídricos donde se reconoce que primero debiera efectuarse un completo y acabado diagnóstico del estado de la legislación, determinar sus falencias y trabajar en su perfeccionamiento y actualización. En lo institucional, debe repensarse toda la actual orgánica pública relativa a aguas y residuos líquidos, con el propósito de eliminar las duplicidades de funciones y avanzar hacia instituciones especializadas en el tema aguas que puedan ver y trabajar sobre el recurso desde una perspectiva multisectorial. El enfoque institucional es fundamental para lograr un manejo integrado de cuencas que permita a los usuarios maximizar la utilización sostenible de los recursos hídricos, entregando a un organismo único, dotado de facultades de control y fiscalización, su administración y ordenación.

Finalmente, es fundamental por la naturaleza de bien nacional de uso público que tiene el agua en el derecho chileno, que los distintos procesos de adquisición y usos de derechos de agua estén precedidos por un sistema de información-participación de la ciudadanía y de las comunidades locales, en particular de aquella inmediatamente afectada a los recursos que van a ser regulados.

Palabras clave: Gestión, Recursos Hídricos, Gestión Integrada de Cuencas.

Abstract

This document constitutes a legal and comparative review in order to establish a comparative framework on the historical background of the water code, the national water resource policy, the instruments associated to management, the institutional aspects, and basin management between Chile and Brazil.

A critical analysis of the results was performed, especially on aspects of the Chilean water resources management, where it is recognized that first of all, a complete diagnosis should be performed on the state of the legislation, in order to determine its deficiencies and to work toward its improvement and update. Regarding the institutional perspective, the current public structure relative to water and liquid residues should be rethink, for the purpose of eliminating the redundancy of functions and to advance towards institutions specializing in the subject of water and capable of viewing and working on the resource from a multisectorial perspective.

The institutional approach is fundamental to achieve an integrated management of basins that may allow users to maximize the sustainable use of the water resource, delegating the administration and organization to a unique agency with attributes of enforcement and control.

Finally, it is fundamental (due to the nature of the water in Chilean code as a national resource of public use), to precede the different processes of acquisition and usage of water rights by a system of information and participation of the citizens and the local communities, particularly the ones immediately affected by the resources that would undergo regulations.

Key words: management, water resources, basins integral management

ANTECEDENTES HISTÓRICOS DE LA GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO

En Chile

Desde la era del "Derecho de Aguas Codificado" se ha tenido 4 hitos: Código de 1950; Ley de Reforma Agraria (o Código de 1969); Código de 1981 y la ley 20.017 de 2005. Las diversas codificaciones han sido el reflejo de los respectivos modelos políticos

adoptados por el Estado de Chile en la segunda mitad del siglo XX. En este sentido, se cristaliza un proceso que va desde una administración descentralizada del agua (1951), a una fuerte centralización (1969), para desembocar en una privatización (1981) y una re-regulación en el año 2005 (Gentes, 2006).

Los primeros derechos de agua regularizados por el fisco derivan de la mitad del siglo XIX y 1908, donde

* Actividad realizada con el financiamiento del proyecto ALFA GovAgua: "Gobernanza Ambiental en la Gestión de Cuencas Periurbanas en Áreas Metropolitanas: Dinámica Social, Ambiental, Territorial e Institucional".

¹ Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción - Casilla 160-C Concepción, Chile. e-mail: sbasualto@udec.cl

entró en vigor la Ley N° 2.139 sobre Asociaciones de Canalistas, en la que se establecieron nuevos parámetros para las políticas hídricas y por primera vez se reglamentó en forma minuciosa la distribución de las aguas en cauces artificiales. En esta época la Organización de Asociación de Canalistas obtuvo la personalidad jurídica y su rol fue la de tomar el agua de la corriente matriz, repartirla entre los accionistas y, conservar y mejorar los acueductos.

El primer Código de Aguas de Chile, promulgado en 1951, distinguía entre propiedad pública y privada de las aguas y permitía al Estado otorgar concesiones a privados, los cuales a su vez podían transferirlas, pero si había un cambio del uso para el cual se había otorgado la concesión, por ejemplo de agrícola a industrial, ésta debía ser devuelta al Estado y solicitarse una nueva concesión. Frente a peticiones simultáneas sobre un mismo recurso, debía considerarse para la decisión una lista de prioridades de usos (potable, riego, industrial, etc.). Las concesiones eran temporales hasta que se demostrara que se habían construido las instalaciones requeridas para el uso del agua (Arrau Corominas, 2003).

El Estado creó en el primer Código de Aguas la Dirección General de Aguas (DGA) con la Ley N° 16.640 de 1967, (Ley de Reforma Agraria), como institución dependiente del Ministerio de Obras Públicas. Esta ley dictaminó que mientras la DGA no se materializara, las atribuciones y funciones que se encomendaban a ésta serían ejercidas por la Dirección de Riego. Posteriormente, por Decreto N° 1.897 del 10 de Octubre de 1969, se aprobó el texto oficial del nuevo Código de Aguas, reproduciendo la norma de la Ley de Reforma Agraria, en lo referente a la creación de la Dirección General de Aguas. (www.dga.cl)

El Código de Aguas, promulgado en 1969, estableció un estatuto totalmente diferente. Todas las aguas se convertían en propiedad del Estado, sin excepción. Este podía otorgar y quitar concesiones a privados, sin ningún tipo de compensación por daños. Además, el titular de la concesión no podía transferirla o venderla. El Código de Aguas de 1969 era congruente con una nueva política económica y social, que comenzó en 1967 con la aprobación de la Ley de Reforma Agraria cuyos objetivos se centraban en mejorar la productividad de los suelos agrícolas y reestructurar la propiedad agraria, poniendo término al latifundio. El agua y el suelo se transformaron en parte de las premisas de una nueva política pública, tendiente a lograr un uso eficiente y una distribución más equitativa de los recursos. (Gentes, 2006)

En esos años se realizó una fuerte inversión en infraestructura hidráulica por parte del Estado y se construyó grandes obras de acumulación y de conducción, lo que provocó un importante aumento del valor de algunas tierras que tuvieron acceso al riego. Esto implicó el aumento del valor de tierras que posteriormente serían expropiadas, de forma

que fue necesario ajustes para evitar que el mayor valor fuese en beneficio del dueño del predio expropiado, que no había invertido. También se excavó pozos para extraer aguas subterráneas y, obras menores destinadas a la puesta en riego de lugares determinados (Hernández, 2006).

Entre las causales de expropiación estaba la mala explotación de los predios; y se consideraban mal explotados, entre otros, aquellos que no cumplían condiciones técnicas mínimas respecto del uso de la tierra y del agua. La idea de garantizar el cumplimiento de la función social marcó el principio de la legislación agraria, como el de la obligación de uso racional de los recursos y el de autoridades fuertes, con atribuciones suficientes para asegurar el cumplimiento de dicha función social (Hernández, 2006).

El Código de Aguas de 1981 en Chile ocurre durante la dictadura militar (1973-1989), en una coyuntura en que se cambiaron otras legislaciones que regulaban la gestión de los recursos naturales en el país¹. Al revisar el modelo político promovido en el agua, se reconoce una libre asignación, transacción y uso de los derechos de agua en el marco de mercados de agua institucionalizados y centralizados en el órgano público (DGA), donde los agentes interactúan y transan los derechos entre sí. Se protege un derecho de aprovechamiento del agua adquirido como propiedad privada por la nueva Constitución Política del país (1980).

Hasta antes de la dictación del actual Código de Aguas sancionado el año 1981, se consideraba el agua como un recurso natural de interés intersectorial, que trascendía el interés personal del usuario, constituyéndose en un elemento decisivo a considerar en el desarrollo económico y social del país. Se entendía que, dado lo escaso y limitado del recurso agua en la mayor parte del país, donde se concentra la actividad económica, y considerando que su destino influye en todos los aspectos y actividades de la vida nacional resultaba imprescindible que el Estado formulara y aplicara políticas coherentes en relación al aprovechamiento y conservación de dicho recurso.

A partir de los cambios políticos ocurridos en Chile en el año 1973, el paradigma económico vigente cambia desde uno donde el Estado debe proteger y velar por la asignación óptima de los recursos, a otro donde el mercado es el encargado de asignar los recursos de manera eficiente. El sentido que tuvo la acción gubernativa en este campo fue crear derechos sólidos de propiedad, no sobre el agua misma sino sobre el uso de las aguas y facilitar por todos los medios el funcionamiento ordenado del mercado. La filosofía subyacente del Código de Aguas de 1981 es establecer derechos permanentes y transables de

1 Constitución Política (1981); Código de Minería (1978); Código de Pesca (1978), Decreto Forestal (1974), entre otros.

aprovechamiento del agua de manera de permitir el uso eficiente del recurso. (Donoso, 2003)

El Código de Aguas de 1981 ancló tres principios en la legislación chilena a) la libertad en la forma de aprovechamiento del agua; b) la gratuidad y perpetuidad de la concesión de derechos de aprovechamiento; y c) un rol limitado del Estado y las instituciones. Estas limitaciones hacen referencia principalmente, a la definición de los Derechos de Aprovechamiento, el nivel de información disponible para los usuarios, los costos de transacción, los eventuales daños a terceros, los mecanismos de resolución de conflictos, la especulación del recurso hídrico y la institucionalidad o marco legal necesario para que el mercado funcione como corresponde (Donoso, 2003)

Como resultado más visible, las aguas de cada cuenca, distribuidas conforme con los diferentes usos destacados, pueden estar sometidas a transacciones económicas entre personas naturales o jurídicas. El objeto de esta comercialización no son las aguas mismas, que se mantienen como bienes nacionales de uso público, sino el derecho de aprovechamiento de ellas (Art. 5º). Es una "privatización encubierta" del recurso, ya que una vez concedido este derecho, este se constituye jurídicamente como un derecho negociable. La legislación de agua vigente fue promovida por más de dos décadas por agentes de las políticas nacionales junto a asesores internacionales como modelo para reformar otras legislaciones en la región y el mundo (Bauer, 2004).

La ley 20.017 de 2005, que se refiere a la reforma del Código de Aguas de 1981, no cambió ninguno de los principios básicos que han caracterizado a la legislación hídrica en las últimas décadas, es decir el libre ejercicio de la facultad de derecho de aprovechamiento y no afectación de derechos de aprovechamiento ya existentes, uno de los cambios más importantes es el establecimiento de una patente por no uso del agua (Art. 129 bis 4), para desincentivar el acaparamiento y la especulación. Dicha patente, se cobrará en los casos en que no existan obras de captación de aguas y se registrarán por una tabla diferenciada por zonas.

También para todas las solicitudes que ingresen a partir de 2006, tendrán la obligación de presentar una memoria explicativa, en un formato simple y predeterminado, que significará que todo solicitante deberá justificar (a partir de cierto caudal) el uso que se le dará al agua. En concordancia con lo anterior, se faculta a la autoridad para poder limitar una petición si no existe correspondencia entre lo solicitado y el uso que se pretende efectuar, todo enmarcado en normas objetivas y alejadas de la arbitrariedad administrativa. Asimismo, el Presidente de la República tendrá facultades específicas para reservar caudales en resguardo del interés público.

Es relevante la facultad que permite el establecimiento de caudales ecológicos y condiciones a la entrega

de nuevos derechos de agua con el propósito de resguardar el medio ambiente asociado al recurso hídrico, así como herramientas para una gestión sustentable de los acuíferos. Adicionalmente, el cuerpo legal aprobado entrega nuevas atribuciones a la DGA, que podrá declarar áreas de restricción, especialmente en zonas de acuíferos (Art. 63), y zonas de escasez (Art. 314). Además, de llevar un registro actualizado de derechos de aprovechamientos (Art. 122), y paralizar obras o labores en cauces naturales que "no cuenten con la autorización competente y que pudieran ocasionar perjuicios a terceros" (Art. 129).

En Brasil

Desde el inicio del siglo pasado, Brasil viene produciendo una legislación y políticas que buscan paulatinamente consolidar una forma de valorización de sus recursos hídricos. La crisis económica de fines del siglo XIX e inicio del siglo XX, centrada en el cambio del modelo económico - de agrario para industrial, exige una mayor utilización de la energía eléctrica para la generación de riquezas. En este contexto socio económico fue publicado el Decreto 24.643 en 10 de Julio de 1934, que aprobó el Código de Aguas Brasileño aplicable a las aguas superficiales y a las aguas subterráneas. El Código de Aguas fue, en muchos puntos, revocado por la Constitución Federal de 1988 y por la Ley de la Política Nacional de Recursos Hídricos (Ley N° 9.433, del 8 de enero de 1997).

La década de los años 30 se caracteriza por la génesis de la política ambiental brasileña, momento en que fue editada la legislación básica sobre el tema: el Código Forestal (Decreto 23.793, de 23 de enero de 1934); el Código de Minas (Decreto 24.642, de 10 de julio de 1934); el Código de Aguas (Decreto 24.643, de 10 de julio de 1934) y el Código de Pesca (Decreto 794, de 19 de octubre de 1938). Según Moreira (2004), la opción de Brasil, desde 1934, con El Código de las Aguas, fue que las aguas del País fueran destinadas principalmente a la generación de energía eléctrica.

En 1932 fue editada la Ley 6.938, que instituye la Política Nacional de Medio Ambiente que, además de definir los varios instrumentos de la política, creó también el Sistema Nacional de Medio Ambiente (SISNAMA), formado por órganos federales, agencias estatales y municipales y, por el Consejo Nacional de Medio Ambiente (CONAMA), creado en 1984.

Según POMPEU (2006), antes de la edición del Código de Aguas en 1934, el uso de las aguas en el País estaba regido por una legislación en desacuerdo con las necesidades y los intereses de la colectividad nacional, ya que la Constitución del Imperio de 1824 no trató específicamente de materias relativas a las aguas, y la Constitución de la República de 1891 no disciplinó el dominio hídrico, sino que solamente atribuyó al Congreso Nacional la competencia para

legislar sobre navegación de los ríos que bañaran más de un Estado o se extendieran a territorios extranjeros.

El Código de Aguas de 1934 se divide en tres Libros: Libro I – Aguas en general y su propiedad (arts.1º al 33); Libro II – Aprovechamiento de las aguas (arts.34 al 138); y Libro III –Fuerzas Hidráulicas, reglamentación de la industria hidroeléctrica (arts.139 al 205).

Algunos artículos de los Libros I y II referentes al agua en general y al aprovechamiento de las aguas destacan lo siguiente (Colección Ambiental/Código de Aguas, 2003):

- **Uso gratuito del agua destinado a las primeras necesidades de la vida (art.34):** Los usos del agua referente a las primeras necesidades de la vida pueden ser entendidos como el acto de beber agua por el ser humano, alimentación, consumo doméstico, bebida animal, de entre otros.
- **Uso común de las aguas gratuito o retribuido (art.36):** En esta época ya había la posibilidad de cobrar por el uso del agua, donde hubieran leyes y normativas de la circunscripción administrativa a la que pertenecieran los cursos de agua. Esta disposición ya retrataba el moderno principio del usuario-pagador, cuyo fundamento reside en el hecho de los recursos ambientales que existan en beneficio de todos.
- **Concesión administrativa para derivaciones de agua en el caso de utilidad pública y autorización administrativa, en los demás casos (art.43):** el Código de Aguas determinaba que para los usos de utilidad pública, como agricultura, industria y higiene, sería entregada la concesión y para los demás usos, bastaba la autorización. Para las derivaciones insignificantes, se aplicaba a dispensa de concesión o autorización administrativa.
- **Inalienabilidad de las aguas públicas (art.46):** La concesión o autorización implica el derecho de uso de aguas públicas y no de alienación parcial, ya que las aguas son inalienables.
- **Las aguas destinadas a un fin no podrán ser aplicadas a otro diverso, sin una nueva concesión (art.49):** Este dispositivo se refería a los usos de utilidad pública sujetos a la concesión administrativa. Actualmente, este artículo no es aplicado en la gestión de aguas, pues puede haber, en atención al interés público, alteración del uso otorgado a otro diverso, mediante una nueva autorización.
- **Prioridad del uso de las aguas para las primeras necesidades de la vida (art.71)** En

este dispositivo, el Código de Aguas determinó que el uso de las aguas para las primeras necesidades tendrá siempre preferencia sobre cualesquier otro. O sea, dispone que el consumo humano y la bebida animal serán considerados usos prioritarios solamente en situaciones de escasez

- **Ilicitud en contaminar las aguas (art. 109):** Este artículo representaba una norma adecuada para la época en relación a la protección del agua contra la polución.
- **Responsabilidad de los infractores que comprometan la salubridad de las aguas y la posibilidad de indemnización de los daños junto a los perjudicados, ente público o particular (arts.110 la 112):** Estos artículos ya retrataban el principio contaminador-pagador, según lo cual el contaminador debe pagar, en la proporción de las descargas que efectúa sobre los recursos naturales.
- **Titularidad del dominio de las aguas:** Aguas comunes, públicas, particulares.

El 16 de julio de 1934, o sea, 6 días después de la edición del Código de Aguas, fue promulgada la Constitución Federal de 1934, la cual recibió plenamente los dispositivos del aludido Código. Esta Constitución declaró del dominio de la Unión, los lagos y cualquier corriente en terrenos de su dominio, o que bañaran más de un Estado, o que sirvieran de límites con otros países o se extendieran a territorio extranjero (art.20, I y II). A los Estados fueron conferidos los bienes de su propiedad, y también los márgenes de los ríos y lagos navegables, destinados al uso público, si por algún título no fueran del dominio federal, municipal o particular (art.21, I y II).

La Constitución de 1946 preservó la redacción de las Constituciones anteriores en lo que se refiere al dominio hídrico de la Unión, sin embargo, incluyó entre los bienes del Estado los lagos y ríos en terrenos de su dominio y los que tuvieran nacimiento en el territorio estatal (art.35). La gran innovación fue la extinción del dominio hídrico de los Municipios, lo que amplió sustancialmente el dominio de los Estados.

La Constitución de 1967 y la Enmienda N° 1/1969 reprodujeron los dispositivos del dominio hídrico de la Unión y de los Estados prescritos por la Constitución Federal de 1946. También dispuso sobre el dominio y la protección de los recursos hídricos. Clasificó las aguas como bien público del dominio de la Unión o de los Estados federados, y por analogía, del Distrito Federal, conforme a sus localizaciones geográficas.

La Constitución de 1988 innovó en la materia de aguas asegurando a los Estados, al Distrito Federal, a los Municipios y a los órganos de la Administración directa de la Unión, la participación en el resultado de la explotación de recursos hídricos para la producción de energía eléctrica, en el respectivo territorio, en la plataforma continental, en el mar territorial o en

la zona económica exclusiva, o compensación financiera por esa explotación (art.20). La aplicación del Código de Aguas, junto con la evolución de los problemas socioeconómicos del país, permitió alteraciones en el modelo de administración pública y de nuevas normas legales, que se resumen a continuación (www.cetesb.sp.gov.br):

- Constitución Federal de 1988, que permitió a los Estados y a la Unión crear sus sistemas de gestión
- Código de aguas minerales, que clasificó y ordenó el uso de las aguas minerales.
- Política Nacional de Aguas (Ley N° 9.433/97).
- Legislaciones Provinciales de Gestión de Aguas.
- Creación de la ANA - Agencia Nacional de Aguas.

POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS En Chile

La Política Nacional de Recursos Hídricos corresponde a un documento elaborado por la Dirección General de Aguas recogiendo los resultados de numerosos estudios y experiencia adquirida y presentado al presidente de la época Sr. Eduardo Frei Ruiz-Tagle con ocasión de la celebración de los 30 años, el 11 de Noviembre de 1999. La propuesta para una Política Nacional de Recursos Hídricos se preparó en una primera instancia en la Dirección General de Aguas, posteriormente fue sometida a un amplio debate a través de talleres regionales realizados en las ciudades de La Serena, Concepción y Temuco, todos ellos con participación de representantes de instituciones públicas, organizaciones de usuarios, universidades, municipios y del sector privado. Finalmente, sobre la base de lo realizado en dichos talleres, se efectuó en Santiago un Seminario de carácter nacional, que se desarrolló en la Sede de la FAO y contó con el apoyo de la Universidad de Chile, a través del Centro de Análisis de Políticas Públicas.

En ella se establece los siguientes principios y objetivos (DGA, 1999):

- “El agua está definida legalmente como un Bien Nacional de Uso Público, considerando que resulta esencial para la vida de sus habitantes, para el desarrollo económico-social de la Nación y el medio ambiente. Como tal corresponde al Estado asumir una tutela especial sobre las mismas, a través de las normas regulatorias que garanticen que el aprovechamiento de este recurso se efectúe en beneficio del desarrollo nacional y de la sociedad en su conjunto”
- “El aprovechamiento del recurso debe realizarse de forma sustentable y asegurando la protección del medio ambiente asociado”.

- “El agua es un bien económico y como tal el sistema jurídico y económico que regula su uso debe propender a que sea utilizado eficientemente por los particulares y la Sociedad. Por ello, son aplicables a los recursos hídricos los principios de la economía de mercado, con las adaptaciones y correcciones que exigen las particularidades de los procesos hidrológicos y la naturaleza de dicho recurso natural.”
- “ La política de aguas debe propender a la participación de los usuarios, de las organizaciones sociales y del ciudadano común en la gestión del recurso hídrico, reflejando de ese modo el carácter de bien social, económico, ambiental y cultural de los recursos hídricos; contribuyendo con ello al proceso de profundización democrática en la Sociedad.”
- “La política de aguas debe reconocer la complejidad y especificidad de los procesos hidrológicos, por lo cual sus proposiciones deben estar sólidamente basadas en el conocimiento científico técnico de los mismos.”

A partir de la elaboración de la Política Nacional de Aguas en 1999, se ha planteado la necesidad de una gestión integrada con el objeto de incorporar debidamente las externalidades ambientales y económicas que generan los distintos sectores en su accionar y que no son percibidas o claramente ponderadas por todos los usuarios. Para el logro de lo anterior es básico contar con la adecuada detección de los problemas que afectan a los usuarios, requiriéndose de una participación amplia y representativa de los diversos grupos de actores, tanto del sector público como del sector privado. Esto también contempla fortalecer y coordinar la acción de los servicios públicos vinculados al tema para mejorar el cumplimiento de las funciones que le han sido asignadas (municipios, obras fluviales, policía y vigilancia, etc.) (Salazar y Alegría, 2003).

En la Política se definen los Planes Directores como un instrumento de planificación indicativa, orientador de decisiones en el ámbito público y privado, maximizando la función social, ambiental, cultural y económica del agua. Sin embargo, la experiencia existente en esta materia es muy incipiente, se necesita trabajar mucho aún para avanzar en este sentido y constituyen una base para el desarrollo de un trabajo conjunto entre los distintos actores de la cuenca.

En Brasil

A partir de los principios y obligaciones establecidos en la Constitución de 1988, se establece, para el Recurso Hídrico, una organización político-administrativa en tres niveles: La Unión, Los Estados (y Distrito Federal) y los Municipios, todos autónomos con poderes para

editar leyes e implementarlas. En 1997 se instituye la Política Nacional de Recursos Hídricos y se crea el Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos (SINGREH), por medio de la promulgación de la Ley Nacional N°. 9.433 de 8 de enero de 1997. La Ley está en sintonía con los conceptos derivados de las conferencias internacionales sobre medio ambiente y recursos hídricos, como la Conferencia de Mar del Plata y el Tercer Foro Mundial del Agua.

La Ley 9.433/97 define la cuenca hidrográfica como unidad territorial para la implementación de la Política Nacional de Recursos Hídricos y actuación del Sistema de Gerencia de Recursos Hídricos. Basado en eso se definió la división hidrográfica adoptada en el Plan Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, apoyándose en una metodología que proporciona la base de datos para la sistematización y distribución de informaciones. La División Hidrográfica Nacional fue instituida por la Resolución del CNRH N° 32, de 15 de octubre de 2003.

La Política Nacional de Recursos Hídricos substituye el tratamiento puntual de gestión, adoptado hasta 1997, por un modelo avanzado, basado en los principios de la descentralización y de la gestión integrada de los recursos hídricos. Tales principios se materializan en un arreglo institucional amplio (incluido en el Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos - SINGREH) y en un conjunto de instrumentos sinérgicos, cuya aplicación trata de armonizar la participación social con acciones exclusivas del poder público, como el otorgamiento y la fiscalización.

El SINGREH, a su vez, otorga un enfoque innovador a la cuestión, desplazando el eje de las decisiones a la sociedad, representada en los Comités de Cuenca y demás instancias deliberativas. El nuevo paradigma permite alcanzar mejores condiciones de *governabilidad* (en el sentido del desempeño del Estado) y de *governanza* (en la interacción con la sociedad), además de ofrecer una mayor transparencia, con participación social y compartiendo responsabilidades, así como con una mayor integración y cooperación entre niveles de gobierno y la sociedad civil, además de la adopción de instrumentos de gestión basados en incentivos económicos (GeoBrasil, 2007)

Legislación de los Estados

Casi todos los Estados brasileños han promulgado sus leyes estatales de recursos hídricos, ya que cabe a ellos legislar sobre sus propias aguas (art. 26, de la Constitución Federal) y además pueden legislar sobre los aspectos ambientales de cualquier recurso. La legislación estatal respeta los patrones de protección establecidos por el Congreso Nacional, estableciendo un sistema basado en un Consejo Estatal, en Comités de Cuencas y en un órgano público gestor. En relación a este último, cada Estado adopta su propio modelo, observándose,

comúnmente, la institución de una Secretaría Estatal, que congrega no sólo el tema del agua, sino que también del medio ambiente, ciencia y tecnología.

El 30 de diciembre de 1991 el Estado de Sao Paulo promulga la Ley N° 7.663 fueron creados los órganos colegiados, consultivos y deliberativos: El Consejo Nacional de Recursos Hídricos (CNR) para el debate de las cuestiones con relevancia estatal; y los Comités de Cuencas Hidrográficas de acuerdo a las unidades hidrográficas establecidas en el Plan Estatal de Recursos Hídricos. En este mismo año el Gobierno Federal envía al Congreso Nacional un primer proyecto de ley instituyendo la Política Estatal de Recursos Hídricos y el Sistema Integrado de Gestión de Recursos Hídricos. La Política tiene por objetivo asegurar que el agua, recurso natural esencial para la vida, para el desarrollo económico y al bienestar social, pueda ser controlada y utilizada, en patrones de calidad satisfactorios, por los usuarios actuales y por las generaciones futuras, en todo territorio del Estado de São Paulo.

La Política Nacional de Recursos Hídricos atiende a los siguientes principios:

- Gestión descentralizada, participativa e integrada, sin disociación de los aspectos cuantitativos y cualitativos tanto superficial y subterránea del ciclo hidrológico.
- Adoptar la cuenca hidrográfica como la unidad físico-territorial de planificación y gestión.
- Reconocer el recurso hídrico como un bien público, de valor económico cuya utilización debe ser cobrada, tomando en cuenta los aspectos de cantidad, calidad y las peculiaridades de las cuencas hidrográficas.
- Distribuir los costos de las obras de aprovechamiento de interés común y colectivo, entre los beneficiados.
- Combatir y prevenir las causas y los efectos adversos de la contaminación. Las inundaciones, las sequías, la erosión del suelo y embancamiento de los cuerpos de agua.
- Compensación a los municipios afectados por áreas inundadas como resultado de la implantación de reservorios y por restricciones impuestas por las leyes de protección de los recursos hídricos.
- Compatibilización de la gestión de los recursos hídricos con el desarrollo regional y con la protección del medio ambiente.

Los instrumentos de La Política Estatal de Recursos Hídricos mencionados en el Capítulo II de la mencionada Ley, son los siguientes:

1. Otorga de derechos por el uso del agua
2. Las infracciones y penalidades

3. Cobro por el uso del Recurso Hídrico
4. Distribución de los costos por ejecución de obras de uso múltiple

El Sistema Integrado de Gestión de Recursos Hídricos-SIGRH del Estado de Sao Paulo (Título II, Capítulo I Ley N° 7.663/91) se encarga de la ejecución de la Política y la formulación y aplicación del Plan Estatal de Recursos Hídricos, congregando a los órganos estatales, municipales y a la sociedad civil. Para ello fueron creados, como órganos colegiados, consultivos y deliberativos, de nivel estratégico, con composición, organización, competencia y funcionamiento definidos por esta Ley, los siguientes:

- Consejo Estatal de Recursos Hídricos – CRH, de nivel central
- Comités de Cuencas Hidrográficas, con competencia en unidades hidrográficas establecidas por el Plan estatal de Recursos Hídricos

En el Capítulo III de la Ley se establece que el Fondo Estatal de Recursos Hídricos – FEHIDRO, fue creado para el soporte financiero de la Política estatal y de las acciones correspondientes. La supervisión de FEHIDRO es realizada por un Consejo de Orientación compuesto por el CRH y el Comité Coordinador del Plan de Recursos Hídricos- CORHI. En cuanto al aspecto financiero la FEHIDRO es administrada por una institución oficial de sistema de crédito.

Constituyen fondos de La FEHIDRO, los siguientes:

- Los recursos del Estado y de los Municipios destinados por disposición legal;
- Transferencia de la Unión o de los Estados vecinos, destinados a la ejecución de planes y programas de recursos hídricos de interés común
- Compensación financiera que el Estado recibe por aprovechamiento hidroenergético en su territorio
- Parte de la compensación financiera que el Estado recibe por la explotación de petróleo, gas natural y recursos minerales en su territorio, definida por el Consejo Estatal de Geología de Recursos Minerales (COGEMIN).
- Resultado de las cobranzas por la utilización de los recursos hídricos
- Prestamos nacionales e internacionales de recursos provenientes de ayuda y cooperación internacional y de acuerdos intergubernamentales.
- Retorno de las operaciones de crédito contratadas con órganos y entidades de administración directa e indirecta del Estado y de los Municipios, consorcios intermunicipales, concesionarias de servicios públicos y empresas privadas

- Producto de las operaciones de crédito y las rentas provenientes de la aplicación de sus recursos
- Resultado de aplicación de multas cobradas a los infractores de la legislación de aguas

ESTRUCTURA INSTITUCIONAL DEL RECURSO HÍDRICO

En Chile

Actores Públicos

Chile tiene un Gobierno unitario, centralizado, es decir, las posibles divisiones del territorio, no implican la existencia de otros entes públicos, sino que son simples circunscripciones de la misma administración, sólo que dotadas de servidores públicos sujetos a la autoridad central por vínculos de jerarquía. No cuenta con una estructura de manejo de cuencas; todos los recursos son administrados de forma única a través del Poder Ejecutivo y sus Ministerios. En particular para el recurso hídrico, existen dos organismos que tienen que ver con el agua como recurso; estos son la Dirección General de Aguas (DGA) del Ministerio de Obras Públicas (MOP) y la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA).

La Dirección General de Aguas -DGA- se creó con la Ley N° 16.640 de 1967, (Ley de Reforma Agraria), como institución dependiente del Ministerio de Obras Públicas, es una institución regionalizada, existen unidades regionales por lo menos en todas las capitales regionales, y en varias regiones existen oficinas de este organismo en otras ciudades de la región. Los Directores Regionales son la autoridad máxima en cada región, y están subordinados al Director General de Aguas quien se desempeña en las oficinas centrales de este organismo, ubicadas en Santiago (E. Brown, 2004).

Dentro de las funciones que la caben a esta institución son las de Planificar el desarrollo del recurso hídrico en las fuentes naturales, con el fin de formular recomendaciones para su aprovechamiento; constituir derechos de aprovechamiento de aguas; investigar y medir el recurso; mantener y operar el servicio hidrométrico nacional, proporcionar y publicar la información correspondiente; propender a la coordinación de los programas de investigación que corresponda a las entidades del sector público, así como de las privadas que realicen esos trabajos con financiamiento parcial del Estado; ejercer la labor de policía y vigilancia de las aguas en los cauces naturales de uso público e impedir que en éstos se construyan, modifiquen o destruyan obras sin la autorización del Servicio o autoridad a quien corresponda aprobar su construcción o autorizar su demolición o modificación; supervigilar el funcionamiento de las Juntas de Vigilancia, de acuerdo con lo dispuesto en el Código de Aguas (www.dga.cl).

La Comisión Nacional del Medio Ambiente –CONAMA- se creó por medio de la Ley N° 19.300 de 1994, denominada “Ley de Bases del Medio Ambiente”, como un organismo público que debe proponer al Presidente de la República las políticas ambientales del Gobierno; actuar como órgano de consulta, análisis, comunicación y coordinación en materias relacionadas con el medio ambiente; mantener un sistema nacional de información ambiental; administrar el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) a nivel nacional, coordinar el proceso de generación de normas de calidad ambiental y determinar los programas para su cumplimiento.

Colaborar con las autoridades competentes en la preparación, aprobación y desarrollo de programas de educación ambiental orientados a crear una conciencia nacional sobre la protección al medio ambiente, preservación de la naturaleza y conservación del patrimonio ambiental, y a promover la participación ciudadana en estas materias.

Coordinar a los organismos competentes en materias vinculadas con el apoyo internacional a proyectos ambientales, y ser, junto con la Agencia de Cooperación Internacional del Ministerio de Planificación y Cooperación, contraparte nacional en proyectos ambientales con financiamiento internacional (www.conama.cl)

La CONAMA tiene su sede principal en Santiago, está a cargo de un Director Nacional y tiene a su vez Directores Regionales. En las regiones la acción en materias ambientales se complementa con Comisiones Regionales (COREMA), que son comisiones intersectoriales presididas por el Intendente Regional y cuyo secretario es el Director Regional de CONAMA, mientras que sus miembros incluyen, en general, a todas las autoridades del gobierno regional correspondiente. Las funciones de las COREMAS son coordinar la gestión ambiental regional, establecer sistemas de participación municipal y ciudadana, coordinar y fiscalizar la ejecución de planes de prevención y descontaminación, y conducir los estudios de impacto ambiental de los proyectos y actividades de la región.

Además de la DGA y CONAMA, desde el punto de vista del agua como recurso, tienen funciones las siguientes instituciones:

- El Ministerio de Salud que debe medir y monitorear la calidad del agua y detectar los efectos que el deterioro de este recurso pudiera ocasionar sobre la salud de la población.
- La Dirección Nacional de Territorio Marítimo y Marina Mercante (DIRECTEMAR), dependiente de la Armada de Chile, tiene competencia para fiscalizar la calidad del agua en el mar costero, desembocaduras de ríos y lagos navegables. Esto incluye supervisión y aprobación de proyectos de vertidos líquidos

en estos cuerpos, y monitoreo y vigilancia en estas materias.

El resto de las instituciones del Estado que tienen injerencia en lo que se refiere al agua, son más bien de carácter sectorial, vale decir se preocupan de este recurso sólo en cuanto puede afectar el comportamiento de su sector económico. Esta situación comprende:

- Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), organismo regulador de empresas de servicios de agua potable y saneamiento;
- Sector de riego agrícola en el que actúan varias instituciones del Estado cumpliendo diversos roles (la Dirección de Obras Hidráulicas (DOH) del MOP, la Comisión Nacional de Riego (CNR), el Instituto de Desarrollo Agropecuario (INDAP) y el SAG);
- Sector generador de hidroelectricidad, que es regulado por la Comisión Nacional de Energía (CNE);
- Sector de usos recreacionales del agua, donde interviene el Servicio Nacional de Turismo (SERNATUR);
- Sector acuicultura, donde interviene Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA).

Otros Organismos dependientes del Ministerio de Agricultura y vinculados directamente a la gestión de aguas son:

- La Comisión Nacional de Riego CNR –organismo de derecho público que se relaciona con el Gobierno a través del Ministerio de Agricultura-, fue creada en 1975 para coordinar y supervisar las inversiones en riego en el país². Adicionalmente, en el año 1985 se incorporó dentro de sus funciones la administración de la Ley 18.450, de Fomento a la Inversión Privada en Obras de Riego y Drenaje (obras menores de riego y drenaje).
- La Corporación Nacional Forestal, CONAF, cumple funciones relacionadas con el desarrollo de investigaciones y estudios de diagnóstico de tendientes al manejo de las mismas.
- El Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), cuya labor en cuanto a riego es esporádica o eventual, tiene competencia sobre el control y comprobación de las denuncias hechas por contaminación de canales, ríos y pozos, por efecto de descargas de procesos industriales. Los parámetros que se controlan dependen del tipo de proceso que se está investigando.
- La Comisión Nacional de Desarrollo Indígena CONADI posee como Misión Institucional “Promover, coordinar y ejecutar la acción del Estado a favor del desarrollo integral de las personas y comunidades indígenas,

² Página web de la CNR, www.chilieriego.cl

especialmente en lo económico, social y cultural y de impulsar su participación en la vida nacional, a través de la coordinación intersectorial, el financiamiento de iniciativas de inversión y la prestación de servicios a usuarios". La CONADI posee un subsidio para el saneamiento de derechos de agua para indígenas, el cual consiste en un trámite para constituir o regularizar derechos de aprovechamiento de aguas y se encuentra dirigido a personas y comunidades indígenas de las regiones VIII, IX y X, éstas últimas con personería jurídica vigente al momento de postular, en tanto en la I y II regiones se utiliza la modalidad de licitación pública o asignación directa a servicios públicos.

Según Peña, 2003 en las cuencas hidrográficas del país se observan problemas específicos que pueden atribuirse, parcialmente, a la ausencia de una gestión integrada y a los siguientes temas:

- a) Administración de los recursos hídricos a nivel de secciones (o tramos) de ríos y no a nivel de cuencas, lo cual limita fundamentalmente la posibilidad de abordar tareas, en materias relacionadas con el aprovechamiento, que afectan al conjunto de las secciones.
- b) Interferencias entre el uso de las aguas subterráneas y superficiales, las cuales se manejan en forma independiente sin aprovechar las enormes ventajas de un uso conjunto.

Gestión independiente de los aspectos relativos a la calidad y a la cantidad de las aguas, lo cual se contrapone a la interdependencia sustantiva que existe entre las cargas contaminantes y los caudales de dilución.

- c) Uso del recurso hídrico exclusivamente para fines sectoriales, con una pérdida de eficiencia debido a la ausencia de un escenario adecuado para el desarrollo de iniciativas de uso múltiple más ventajosas (los proyectos de uso múltiple existentes tienen su origen en acuerdos de hace más de 25 años atrás).
- d) Ausencia de planes adecuados de conservación ambiental y descontaminación, los cuales por su propia naturaleza suponen una visión holística, a nivel de la cuenca en sus distintas fases: diagnóstico, formulación, implementación, financiamiento y operación.
- e) Falta de integración entre políticas orientadas a la oferta de los recursos hídricos (constitución de nuevos derechos de agua, construcción de obras de infraestructura, etc.) y aquellas que se refieren a la gestión de la demanda (uso doméstico, hidroelectricidad, etc.).

Actores No Públicos

En el ámbito de los usuarios, se cuenta con una estructura administrativa más definida, compuesta por juntas de vigilancias y asociaciones de canalistas o usuarios de obras de extracción, los cuales sólo son a nivel de tramos de ríos y no comprenden ninguna integración a nivel de cuenca, ni por sectores de uso o fuente del recurso (superficial o subterránea).

El Código de Aguas contiene detalladas disposiciones relativas a la forma de organización que deben tener las Juntas de Vigilancia, Asociaciones de Canalistas y Comunidades de Aguas, incluyendo al menos los siguientes aspectos: (i) derechos y obligaciones de los comuneros o asociados; (ii) formas de participación y elección de directivos; (iii) mecanismos de resolución de conflictos, para los cuales los comuneros pueden recurrir a la DGA, o bien a la justicia ordinaria, según la cuestión; y (iv) mecanismos para el financiamiento de la operación de la organización (Brown, 2004).

En Brasil

Actores Públicos a nivel federal

Desde la constitución de la Secretaría Especial de Medio Ambiente – SEMA, en 1973, y la creación del Sistema Nacional de Medio Ambiente, mediante la Ley nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, la política ambiental del país viene consolidándose institucionalmente para la creación y transformación de estructuras organizacionales y el establecimiento de marcos legales (GeoBrasil, 2007).

En 1981, con la institución de la Política Nacional de Medio Ambiente, fue creado el Consejo Nacional de Medio Ambiente – CONAMA, primer órgano colegiado de carácter deliberativo con (amplia) participación de la sociedad civil. En 1990 fue creada la Secretaría del Medio Ambiente de la Presidencia de la República, siendo transformada en 1992 en el Ministerio del Medio Ambiente (Ministério do Meio Ambiente, 2007)

El Ministerio del Medio Ambiente (MMA) y sus órganos y entidades vinculadas (Figura 1) implementan su misión constitucional, incorporando los principios de la sustentabilidad y de la transversalidad de las acciones ambientales. La misión del MMA, es la de promover la adopción de los principios y estrategias para el conocimiento, la protección y la recuperación del medio ambiente, el uso sustentable de los recursos naturales, la valorización de los servicios ambientales y la inserción del desarrollo sustentable en la formulación y en la implementación de políticas públicas, de forma transversal y compartida, participativa y democrática, en todos los niveles e instancias de gobierno y en la sociedad (Ministério do Meio Ambiente, 2007)

Las interacciones con el Ministerio del Medio Ambiente tienen como principales actores agrupaciones de instituciones y sectores de la sociedad civil, que se

estructuran de la siguiente manera (Ministério do Meio Ambiente, 2007):

- **Poder Ejecutivo:** Comprende el Gobierno Federal, donde el MMA está inserto, y los sectores públicos estatales y municipales. Principal fuente de las directrices gubernamentales de orientación de los trabajos del Ministerio;
- **Poder Legislativo:** Actúa por medio de la edición de normativos que interfieren en las cuestiones ambientales y de las Comisiones Temáticas de las Casas del Poder Legislativo Federal, normalmente la Comisión del Medio Ambiente, y también de las estructuras legislativas estatales y municipales;
- **Sociedad Civil:** Comprende las representaciones de la Sociedad Civil Organizada de carácter general, tales como las de consumidores, organizaciones gubernamentales, movimientos sociales

organizados, entidades nacionales del sector productivo y del sector académico;

El organigrama administrativo relativo al Recurso Hídrico puede ser resumido en:

- Consejo Nacional de Recursos Hídricos
- Secretaría Nacional de Recursos hídricos y Ambiente Urbano (Órgano Específico)
- Agencia Nacional de Aguas (ANA)
- Comités de Cuenca
- Agencias de Cuencas

El Consejo Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) forma parte de la estructura del Ministerio del Medio Ambiente (MMA) siendo, en lo relativo a los recursos hídricos, su instancia decisiva más elevada. La Presidencia del Consejo es reservada al Ministro del Medio Ambiente y la Secretaría Ejecutiva a la Secretaría de Recursos Hídricos del mismo Ministerio.

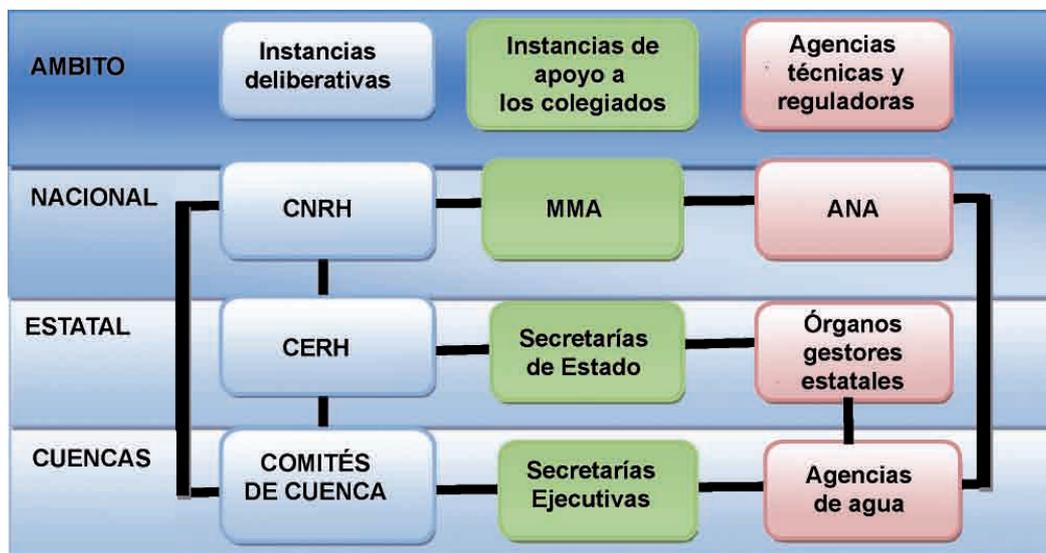


Figura 1. Esquema Institucional del Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos (Fuente: adaptado de www.mma.gov.br)

Consejo Nacional de Recursos Hídricos

El Consejo Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) desarrolla actividades desde junio de 1998, ocupando la instancia más alta en la jerarquía del Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos, instituido por la Ley N° 9.433, de 8 de enero de 1997. Es un órgano colegiado que desarrolla reglas de mediación entre los diversos usuarios del agua siendo, así, uno de los grandes responsables de la implementación de la gestión de los recursos hídricos (www.cnrh-srh.gov.br). Posee como competencias, de entre otras:

- Analizar propuestas de alteración de la legislación pertinente a recursos hídricos;
- Establecer directrices complementarias para implementación de la Política Nacional de Recursos Hídricos;
- Promover la articulación de la planificación de recursos hídricos con las planificaciones nacional, regional, estatal y de los sectores usuarios;
- Arbitrar conflictos sobre recursos hídricos;
- Deliberar sobre los proyectos de aprovechamiento de recursos hídricos;
- Aprobar propuestas de institución de comités de Cuencas hidrográficas;
- Establecer criterios generales para la otorga de derecho de uso de recursos hídricos y para el cobro por su uso;

- Aprobar el Plan Nacional de Recursos Hídricos y acompañar su ejecución.

Secretaría de Recursos Hídricos y Ambiente Urbano

Con la nueva estructura del Ministerio del Medio Ambiente (Decreto nº 6.101, de 26 de abril de 2007), la antigua Secretaría de Recursos Hídricos, creada en 1995, se transformó en la actual Secretaría de Recursos Hídricos y Ambiente Urbano (SRHU), amplió sus atribuciones y pasó a integrar los procedimientos de gestión en el Ambiente Urbano. La SRHU actúa como secretaria-ejecutiva del Consejo Nacional de Recursos Hídricos y está compuesta por 3 departamentos - de Recursos Hídricos (DRH), de Ambiente Urbano (DAU) y de Revitalización de Cuencas (DRB) (www.mma.gov.br):

Agencia Nacional de Aguas – ANA

Con autonomía administrativa y financiera, creada por la ley 9.984, de 17 de julio de 2000, vinculada al Ministerio del Medio Ambiente, funciona como agencia reguladora de la utilización de los ríos de dominio de la Unión, y como agencia ejecutiva encargada de la implementación del Sistema Nacional de Recursos Hídricos, ANA está encargada del cobro por el uso del agua en ríos de dominio de la Unión y de la aplicación de estos y de otros recursos destinados a la gerencia de los recursos hídricos y de la aplicación de algunos instrumentos de gestión, tales como, otorga y fiscalización, que son competencia de la Unión; cuenta con una Dirección Colegiada, compuesta de cinco miembros, nombrados por el Presidente de la República, con mandatos de cuatro años. El Presidente de la República también escoge el Director-Presidente de la ANA (www.ana.gov.br)

Los Comités de Cuencas Hidrográficas

Es un órgano colegiado, cuenta con la participación de los usuarios, de la sociedad civil organizada, de representantes de pueblos indígenas y de gobiernos municipales, estatales y federal. Actúa como “parlamento de las aguas”, es el fórum de decisión en el ámbito de cada cuenca hidrográfica. Los Comités de Cuencas Hidrográficas tienen, entre otras, las atribuciones de: promover el debate de las cuestiones relacionadas a los recursos hídricos de la cuenca; articular la actuación de las entidades que trabajan con este tema; arbitrar, en primera instancia, los conflictos relacionados a recursos hídricos; aprobar y acompañar la ejecución del Plan de Recursos Hídricos de la cuenca; establecer los mecanismos de cobro por el uso de recursos hídricos y sugerir los valores que sean cobrados; establecer criterios y promover la distribución de los costos de las obras de uso múltiple, de interés común o colectivo.

Componen los Comités en ríos de dominio de la Unión representantes públicos de la Unión, de los Estados, de Distrito Federal, de los municipios y representantes de la sociedad, tales como, usuarios y las entidades civiles de recursos hídricos con actuación comprobada en la cuenca. La proporcionalidad entre

El Consejo es presidido por el Ministro del Medio Ambiente y está compuesto por representantes de Ministerios y Secretarías Especiales de la Presidencia de la República, Consejos Estatales de Recursos Hídricos, usuarios de recursos hídricos (regantes; industrias; generación de energía hidroeléctrica; pescadores y usuarios del agua para turismo; prestadoras de servicio público de abastecimiento de agua y tratamiento sanitario), y por representantes de organizaciones civiles de recursos hídricos (consorcios y asociaciones intermunicipales de cuencas hidrográficas; organizaciones técnicas y de enseñanza e investigación, con interés en el área de recursos hídricos; y organizaciones no-gubernamentales).

El CNRH posee diez Cámaras Técnicas y cada una realiza, una reunión mensual para tratar asuntos pertinentes a sus atribuciones con el objetivo de ayudar a los consejeros en las decisiones del plenario. Las Cámaras Técnicas están constituidas por los propios consejeros o sus representantes debidamente acreditados. Lo que permite, en cada reunión, el aporte de los técnicos especializados de diferentes organizaciones, enriqueciendo los debates. Las reuniones son públicas y los invitados tienen derecho a la voz. Las reuniones conjuntas entre las Cámaras Técnicas agilizan los acuerdos y promueven la eficacia de las deliberaciones. Para que todo eso funcione bien, existen reglas claras como plazos, conductas en reuniones y hasta penalidades por las ausencias. Las cámaras técnicas (CT) son las siguientes:

- CT de asuntos legales e institucionales
- CT de Aguas Subterráneas
- CT de Ciencia y Tecnología
- CT de Integración de procedimientos, acciones de otorga y acciones reguladoras
- CT Educación, Capacitación, movilización social e información de recursos hídricos
- CT para el Plan Nacional de Recursos Hídricos
- CT de análisis de proyectos
- CT de Gestión de recursos hídricos transfronterizos
- CT de cobranza por el uso de recursos hídricos
- CT de Integración de Gestión de cuencas hidrográficas y de los sistemas estuarinos y costeros

La Secretaría Ejecutiva del Consejo es ejercida por la Secretaría de Recursos Hídricos y Ambiente Urbano del Ministerio del Medio Ambiente, presta el apoyo técnico, administrativo y financiero necesario para la operación del CNRH.

esos segmentos fue definida por el Consejo Nacional de Recursos Hídricos, a través de la Resolución N° 05, de 10 abril de 2000. Esta norma establece directrices para formación y funcionamiento de los Comités de Cuenca Hidrográfica, representando un avance en la participación de la sociedad civil en los Comités. La Resolución prevé que los representantes de los usuarios sean un 40% del número total de representantes del Comité. La sumatoria de los representantes de los gobiernos municipales, provinciales y federal no podrá sobrepasar un 40% y, los de la sociedad civil organizada debe ser mínimo del 20%. En los Comités de Cuencas de ríos fronterizos y transfronterizos, la representación de la Unión deberá incluir el Ministerio de las Relaciones Exteriores y, en aquellos cuyos territorios comprendan tierras indígenas, representantes de la Fundación Nacional del Indio – FUNAI y de las respectivas comunidades indígenas (www.ambientebrasil.com.br).

Las Agencias de Agua

Las Agencias de Aguas en ríos de dominio de la Unión previstas en la Ley N° 9.433, de 1997, actúan como secretarías ejecutivas del respectivo Comité de Cuenca Hidrográfica. La creación de las Agencias está condicionada primero a la existencia del respectivo Comité de Cuenca Hidrográfica y a la su viabilidad financiera.

Las principales atribuciones de la Agencia de Agua, previstas en la Ley de las Aguas, son: mantener el balance hídrico actualizado de la cuenca; mantener el registro de usuarios y efectuar el cobro por el uso de recursos hídricos; analizar y emitir opinión acerca de los proyectos y las obras para que sean financiados con recursos generados por el cobro por el uso de los recursos hídricos y encaminarlos a la institución financiera responsable por la administración de esos recursos; acompañar la administración financiera de los recursos recaudados con el cobro por el uso de los recursos hídricos en su área de actuación; gestionar el Sistema de Informaciones sobre Recursos Hídricos en su área de actuación; celebrar convenios y contratar financiamientos y servicios para la ejecución de sus atribuciones; promover los estudios necesarios para la gestión de recursos hídricos en su área de actuación; elaborar el Plan de Recursos Hídricos para la revisión del respectivo Comité de Cuenca Hidrográfica; proponer al respectivo Comité de Cuenca Hidrográfica la clasificación de los cuerpos de agua en las clases de uso, los valores a que sean cobrados por el uso de los recursos hídricos, el plan de aplicación de recursos y la distribución de los costos de las obras de uso múltiple (www.ambientebrasil.com.br).

Actores Públicos a nivel Estatal (São Paulo)

Los órganos colegiados de gestión son instancias políticas, estratégicas y deliberativas, formadas en

el nivel central por el Consejo Estatal de Recursos Hídricos (CRH) y regionalmente por los Comités de Cuencas Hidrográficas. Los colegiados están compuestos paritariamente por representantes de los órganos del Gobierno del Estado de São Paulo, gobiernos municipales y representantes de la sociedad civil. En el nivel central, son once representantes de cada segmento. En los comités, el número de representantes varía según las características regionales y decisiones de cada cuenca, manteniéndose siempre la paridad entre los tres segmentos.

El Consejo Estatal de Recursos Hídricos – CRH

Es un órgano deliberativo y normativo, es la instancia superior del Sistema Estatal de Gestión de Recursos Hídricos, que constituye la instancia de decisión y de recursos, concentrando las tareas de planificación estratégica y la conducción política del proceso. Entre sus principales atribuciones está la de establecer principios y directrices de la Política Estatal para los Planes de Cuencas Hidrográficas y Plan Estatal de Recursos Hídricos; aprobar las propuestas del Plan Estatal de Recursos Hídricos; arbitrar los conflictos entre Comités de Cuencas Hidrográficas; establecer criterios y normas generales para otorga de los derechos de uso de los recursos hídricos, así como sobre el cobro por el derecho de uso de los recursos hídricos (CERH – PR, 27 mayo 2007).

El Comité Coordinador del Plan Estatal de Recursos Hídricos - CORHI

El CORHI elabora el Plan Estatal de Recursos Hídricos, basándose en el Informe de Situación y en los Planes de Cuenca. El CORHI está constituido por los órganos estatales responsables por la gestión de recursos hídricos. En el aspecto cuantitativo es el Departamento de Aguas y Energía Eléctrica (DAEE), en los aspectos cualitativos, el órgano responsable es la Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental (CETESB). El CORHI es el brazo de apoyo técnico a los colegiados de gestión. En el plan descentralizado, él elabora y propone anualmente al Plenario del Comité de Cuenca el Informe de Situación de los Recursos Hídricos y el Plan de Cuencas, conteniendo directrices de uso, recuperación y protección de los recursos hídricos en cada una de las 22 Cuencas Hidrográficas del Estado de São Paulo. En el plan central, el CORHI elabora y propone al Consejo Estatal el Plan Estatal de Recursos Hídricos, a partir de la consolidación de los 22 Planes de Cuencas. El plan contiene las directrices de uso de los recursos hídricos en el Estado para un periodo de cuatro años. El CORHI está compuesto por una Secretaría Ejecutiva que le presta apoyo administrativo y Grupos Técnicos responsables los estudios específicos y 12 programas de carácter permanente.

El Fondo Estatal de Recursos Hídricos - FEHIDRO
 El FEHIDRO es la instancia que da soporte financiero al Sistema Integrado de Gestión de Recursos Hídricos, los recursos provienen de los presupuestos del Gobierno del Estado de São Paulo y de los municipios, por la compensación financiera que la Unión paga al Estado por el aprovechamiento del potencial energético y por el cobro del uso del agua en el Estado. Pueden integrar el fondo préstamos obtenidos de instituciones nacionales e internacionales. Su comité técnico está formado por el CORHI, constituido por los órganos estatales responsables por los recursos hídricos en los aspectos cuantitativos (DAEE y Secretaría de Recursos Hídricos, Saneamiento y Obras-SRHSO) y cualitativo (CETESB y Secretaría de Medio Ambiente-SMA). El fondo es supervisado por un consejo de 8 miembros, elegidos de forma paritaria entre los representantes del Estado y de los municipios que integran el Consejo Estatal de Recursos Hídricos. El fondo está estructurado en subcuentas de forma tal que cada Comité de Cuenca puede controlar sus propios recursos.

Comités de Cuencas Hidrográficas

Los Comités de Cuencas Hidrográficas fueron creados por la Ley 7.663/91 con el objetivo de controlar el agua de forma descentralizada,

integrada y con la participación de la sociedad, reglamentados a través de la Resolución CNRH En N° 05/2000. Según esta resolución, los Comités son órganos colegiados con atribuciones normativas, deliberativas y consultivas a que son ejercidas en la unidad hidrográfica de su jurisdicción, compuestos por representantes de municipios (alcaldes), de órganos estatales (asegurada la participación paritaria de los Municipios en relación al Estado) y de entidades representativas de la sociedad civil (ONGs, Universidades, Asociaciones, Usuarios), limitado a un tercio del total de votos.

Agencia de Cuenca

La Agencia de Cuenca constituye la parte ejecutiva de los respectivos comités de cuencas, a partir de la elaboración e implementación del Plan de Recursos Hídricos de la Cuenca y pueden comprender uno o más Comités de Cuenca Hidrográfica. La creación de las Agencias de Agua depende de la implementación del cobro por el uso del agua, ya que éstas son las responsables por la recaudación y gestión de los recursos financieros resultantes del cobro por el uso de los recursos hídricos. La creación de una Agencia de Agua depende de la autorización del Consejo Estatal de Recursos Hídricos, pudiendo adquirir personalidad jurídica conforme las necesidades de su área de competencia.

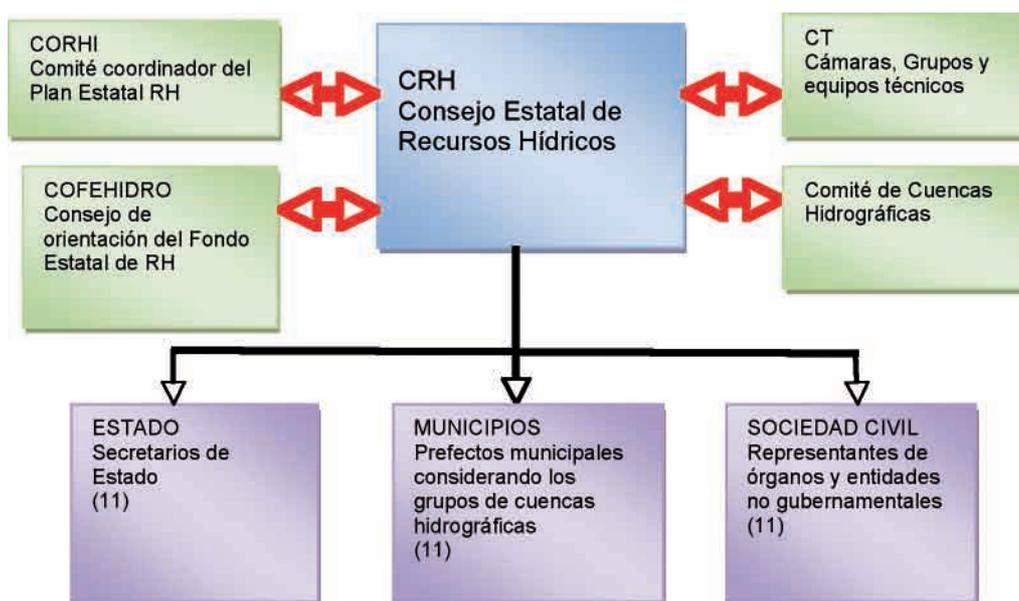


Figura 2. Organización de Consejo Estatal de Recursos Hídricos de São Paulo
 (Fuente: Adaptado de www.sigrh.sp.gov.br)

Actores No Públicos

En el ámbito de los usuarios o Sociedad Civil existen diversos interlocutores colectivos tales como grupos comunitarios, movimientos sociales, actores sociales desarticulados pero motivados a comprometerse, organizaciones no gubernamentales, Universidades y grupos económicos (de Oliveira, 2004)

La Comunidad tiende a percibir los problemas desde sus límites territoriales, técnicos, políticos, económicos y culturales, desde su experiencia del día a día.

Las Organizaciones se distribuyen en dos grupos. En el primero, están aquellas organizaciones cuyas preocupaciones son sectoriales como la vivienda, el uso del agua para pesca o riego. En el segundo,

están aquellas con preocupaciones más amplias que tienen una visión integrada de las cuestiones. Sin embargo, ello no es una garantía de que estas organizaciones irán a trabajar los conflictos de intereses de corrientes del uso múltiple del agua.

Los Grupos Económicos también forman parte del segmento de la sociedad civil, pero tienen características bastante diferentes. Los componentes de este sector hacen de todo para obtener aliados a sus proposiciones, conocen a las personas con quienes trabajan a favor y con quienes trabajan en contra, saben cómo operar con las ganancias, tienen poder económico y político, saben negociar y hacer coaliciones.

La Universidad Pública, tiene una actuación peculiar en virtud de su doble carácter: es a la vez representante del Estado, por ser pública, y de la sociedad, en la medida en que los temas de las investigaciones son socialmente producidos. Ella considera los aspectos técnico y operacional del problema hídrico (CAMPOS, 2003b).

Cada uno de estos grupos tiene un determinado nivel de participación en el proceso, obteniendo mayor o menor influencia en las diferentes instancias de decisión en las cuales participa. De forma general, existen diferentes tipos de actores - protagonistas, coadyuvantes y figurantes - y grados de participación - el representante puede ser un oyente en una sesión; un realizador de tareas; un consultor activo o un tomador de decisión. Todas ellas son importantes en el proceso ya que proporcionan esclarecimiento, reflexión y pueden conducir al juzgamiento de cada actor sobre los temas en debate.

En São Paulo, la participación en la toma de decisión en el campo de recursos hídricos se ha institucionalizado desde la creación de los Comités – y Sub Comités - de Cuenca Hidrográfica. En el primer momento, la sociedad civil rellenoó estos espacios gracias a la existencia de movimientos sociales y de ONG's actuantes.

INSTRUMENTOS DE GESTIÓN

En Chile

Los instrumentos para la gestión de los recursos hídricos son tan múltiples como lo son los sectores vinculados de alguna manera al agua; en Chile con base a las exigencias que establece el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), se empiezan a dictar normas de emisión que regulan las descargas de efluentes líquidos a cuerpos y cursos de aguas superficiales y subterráneas. Asimismo se empiezan a estudiar objetivos de calidad para los cuerpos de aguas superficiales. También se ha comenzado a aplicar el concepto de "caudales ecológicos", que se establecen como requerimientos mínimos de caudal que es necesario respetar en los cauces naturales para fines medioambientales.

Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA)

El objetivo de la Evaluación de Impacto Ambiental, que se aplica tanto a proyectos o actividades del sector público como privado, es asegurar que el desarrollo de sus actividades sea sustentable desde el punto de vista del medio ambiente. El SEIA debe entenderse como el conjunto de procedimientos que tienen por objeto identificar y evaluar los impactos ambientales que un determinado proyecto o actividad generará o presentará; permitiendo diseñar medidas que reduzcan los impactos negativos y fortalezca los impactos positivos. Parte importante de estos procedimientos se sustenta en la participación de los órganos de la Administración del Estado con competencia ambiental y/o que otorgan permisos ambientales sectoriales vinculados con el proyecto o actividad (www.conama.cl)

Normas Ambientales Relativas a la Calidad del Recurso Hídrico

El universo de normas jurídicas relativas a la calidad del recurso está compuesto por un sinnúmero de textos jurídicos que van desde convenios internacionales y leyes, hasta decretos supremos, resoluciones, normas chilenas oficiales y otras. Entre estos se encuentran según el uso de Calidad las siguientes:

- NCh 1333 de 1978 (modificada en 1987) Norma chilena sobre requisitos de calidad del agua para diferentes usos (Riego, recreativo, consumo animal)
- NCh 409 de 2005 - Norma chilena sobre requisitos de calidad del agua potable

Las normas de emisión establecen límites a la cantidad de contaminantes emitidos a las aguas marítimas y continentales superficiales, alcantarillado y a aguas subterráneas, que pueden producir las fuentes emisoras en general. El objetivo de estas normas es la prevención de la contaminación o de sus efectos, o bien ser un medio para restablecer los niveles de calidad del agua cuando éstos han sido sobrepasados. Su aplicación es a nivel nacional y se han establecido mediante decretos supremos. Las normas de emisión vigentes en nuestro país relacionada con los recursos hídricos, son las siguientes:

- D.S. MOP N°609/98 Norma que establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado. (Modificado por Decreto Supremo MOP N°601, de 2004).
- D.S. MINSEGPRES N° 90/2000 Norma que "Establece la Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a

las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales”.

- D.S MINSEGPRES N° 46/2002 Norma que regula las descargas de residuos líquidos a aguas subterráneas

Los objetivos de calidad son los definidos por las normas primarias de calidad ambiental, que protegen tanto la salud de las personas, como su bienestar o calidad de vida; y por otra parte, las normas secundarias de calidad ambiental, cuyos objetivos son la protección y la conservación del medio ambiente o la preservación de la naturaleza.

Se comenzó con la formulación de las normas de emisión a cuerpos superficiales, antes que normar la calidad de éstos, lo cual presenta importantes inconvenientes dado que las emisiones deben ser reguladas de acuerdo a los objetivos de calidad en los cuerpos receptores; generando dificultades para establecer los niveles de tratamiento requeridos.

Caudal Ecológico

El objetivo del caudal ecológico es la preservación de la biodiversidad de un río. De este modo, se puede definir el caudal ecológico como el flujo que debe mantenerse en cada sector hidrográfico, de tal manera que los efectos abióticos (disminución del perímetro mojado, profundidad de calado, velocidad de corriente, difusión turbulenta, incremento en la concentración de nutrientes, etc.), producidos por la reducción de caudal no alteren la dinámica del ecosistema. Es decir, el caudal ecológico habrá de ser aquél que permita que un río siga siendo un río y que, además, garantice el mantenimiento de sus características propias y por ello, la conservación del patrimonio biológico del medio fluvial (Solanes y Jouralev, 2005)

Por otra parte, CONAMA, encargada del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, en 1998 define al caudal ecológico como el “caudal mínimo que da cuenta de la conservación de la biodiversidad propia del curso en cuestión, adecuado para asegurar el cumplimiento de las funciones y servicios ecológicos del medio acuático (como lo son la mineralización, asimilación, entre otros) (CONAMA-Chile, 1998).

En cuanto a los métodos que son empleados para determinar un caudal ecológico en Chile, la DGA recomienda fijarlo a través de métodos de tipo hidrológicos. Explícitamente declara que el caudal ecológico puede estimarse como el 10 % del caudal medio anual, siendo este el criterio que ha sido comúnmente utilizado en Chile (DGA, 1999 y Tharme, 2002). Por otra parte, para las nuevas otorgas (respetando las modificaciones del Código de Aguas) se establece una cota máxima al caudal ecológico (no así una cota mínima como en la mayoría de los casos en otros países), donde el caudal ecológico mínimo no puede ser superior al veinte por ciento del caudal medio anual (CAM) de la fuente superficial y solo en casos especiales, se puede autorizar a

conservar caudales ecológicos hasta volúmenes no superiores al cuarenta por ciento del CAM.

Una metodología única de cálculo es una fórmula de solución única que no deja de parecer una salida tremendamente rígida y poco satisfactoria. El carácter específico de cada cuenca o tramo de río dificulta el desarrollo de una normativa de fácil aplicación y generalista. El problema no es tanto el cálculo de los caudales, como el valorar si se satisfacen unos objetivos ecológicos y biológicos previamente definidos. Las metodologías basadas en el estudio del hábitat o en el mantenimiento de la biodiversidad no son sencillas de elaborar y son de compleja aplicación. A su vez, los procedimientos de análisis de las series de caudales históricos tropiezan con la dificultad de la escasez de datos adecuados para muchos de los tramos en que hay que determinar los caudales ecológicos (Solanes y Jouralev, 2005)

Según (Rodrigues, 2005) aún en Brasil los organismos gubernamentales no han definido explícitamente el concepto de caudal ecológico, sin embargo, de forma similar a Chile, el Consejo Nacional de Recursos Hídricos - CNRH, que determina la forma de otorga de los derechos de agua, decreta que se debe mantener un caudal mínimo para la conservación de los ecosistemas acuáticos. Así también los métodos que han sido ampliamente usados (en la instancia de otorga) en casi todos los Estados de Brasil han sido de tipo hidrológico simples, arrojando valores constantes de caudales mínimos. Los métodos más usados son los de Q_{10} y Método de Curvas de Permanencia, estimando los caudales ecológicos generalmente como caudales que son superados en magnitud entre un 85 y 95 % de las veces observadas (Benetti et al., 2003 y Tharme, 2002).

En el caso de los proyectos hidroeléctricos y embalses que entran al SEIA en este país, al igual que en Chile la determinación de un caudal ecológico es negociado con los organismos ambientales caso a caso, siempre basados en un criterio estadístico como el Q_{10} , el cual es el más comúnmente utilizado.

Finalmente, es importante aclarar que el instrumento de ordenamiento territorial debería anteponerse a la determinación de un caudal ecológico. Primero es necesario determinar con la comunidad, organismos y sociedad académica los usos del suelo y agua que se desean en el territorio para luego calcular un caudal correspondiente a satisfacer tales demandas. Ya que resulta inevitable que al modificar el flujo hídrico por la extracción de agua para múltiples usos o por el funcionamiento de hidroeléctricas y construcción de embalses se alteren los ecosistemas acuáticos, lo que debe tenerse claro es el impacto que esta alteración produce y hasta qué grado se está dispuesto a exponer los ecosistemas. Solo luego de establecer objetivos claros de conservación, se podría comenzar a discutir sobre el método más idóneo para lo mismo (Jamett & Rodrigues, 2005)

Planes de Descontaminación y de Prevención

La Ley de Bases fija también como otro instrumento de gestión ambiental los planes de descontaminación y los planes de prevención. Los Planes de descontaminación tienen por objetivo recuperar los niveles señalados en las normas primarias y/o secundarias de calidad ambiental y los planes de prevención tienen por objetivo evitar la superación de las normas de calidad ambiental. Si se supera la norma de calidad ambiental se declara la Zona como Saturada o en aquellas donde se está por sobrepasar la norma de calidad respectiva se declara la Zona como de Latencia.

En Brasil

Para que la gestión de los recursos hídricos en el país ocurra de forma descentralizada, integrada y participativa, de acuerdo con la Política Nacional instituida a partir de la Ley 9.433/97, el Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos está constituido por un conjunto de mecanismos jurídico-administrativos, tales como leyes e instituciones, de un Consejo Nacional de Recursos Hídricos; de Consejos Estatales y Distrito Federal y de los Comités de Cuencas Hidrográficas, que cuentan con instrumentos de gestión.

Lo mismo ocurre con los Sistemas Estatales. La función principal de esos instrumentos o herramientas de gestión es posibilitar la implementación de la Política Nacional y de las Políticas Estatales de Recursos Hídricos. La Ley 9.433/97 establece los siguientes instrumentos de gestión:

1. Plan de Recursos Hídricos y Plan de Cuencas
2. Otorga de derechos de recursos hídricos
3. Clasificación de los cuerpos de agua
4. Cobranza por el uso del agua
5. Sistemas de Información

Plan de Cuencas

Los Planes de Recursos Hídricos se configuran como uno de los instrumentos previstos en la Ley de las Aguas, y deben ser elaborados en tres niveles: 1) Plan Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), 2) Plan Estatal de Recursos Hídricos; 3) Plan de Cuenca Hidrográfica.

Plan Nacional de Recursos Hídricos

El Plan Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) es uno de los instrumentos establecidos por la Ley nº 9.433/97, conocida como Ley de las Aguas, a ser pactado entre el Poder Público, los usuarios (industria, riego, sector de abastecimiento de agua, generación de energía, entre otros) y la

sociedad civil (asociaciones comunitarias, ONG's, sindicatos, universidades, escuelas entre otros), para fundamentar y orientar la gestión de las aguas. Aprobado por unanimidad en el Consejo Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), en 30 de enero de 2006, el Plan trae un conjunto de directrices, metas y programas para asegurar el uso racional del agua en Brasil hasta el 2020.

El PNRH tiene como base la División Hidrográfica Nacional aprobada por el CNRH, ella define 12 Regiones Hidrográficas para el territorio brasileño, compuestas por cuencas hidrográficas próximas entre sí, con semejanzas ambientales, sociales y económicas.

Un plan de recursos hídricos debe contener, como mínimo, tres partes:

- Un diagnóstico de la situación de las aguas de la región en cuestión, tomando en cuenta, entre otras cosas, los conflictos entre demandas y disponibilidades, los factores que afectan la calidad de las aguas, los principales problemas ambientales envueltos con la temática y un análisis del sistema de gestión regional.
- El montaje de escenarios, a través de pronósticos que puedan generar un cuadro general del futuro esperado para la región.
- Debe presentar las directrices, metas, programas de intervención y otros elementos que establecen los rumbos que deben ser seguidos en la gestión de las aguas en la región en cuestión.

Plan Estatal de Recursos Hídricos

São Paulo, es uno de los primeros Estados en instituir un Sistema Integrado de Gestión de Recursos Hídricos, a través de la Ley 7.663/91 donde se elabora el Plan Estatal de Recursos Hídricos cada cuatro años, a través del Consejo Provincial de Recursos Hídricos y somete el documento a la aprobación de la Asamblea Legislativa.

Desde el primer Plan Estatal de Recursos Hídricos, marco referencial para los recursos hídricos del Estado, publicado en 1990, el Departamento de Aguas y Energía Eléctrica - DAEE viene coordinando los trabajos técnicos necesarios para su elaboración, cumpliendo el papel de entidad básica de apoyo al Consejo Estatal de Recursos Hídricos - CRH y al Comité Coordinador del Plan Estatal de Recursos Hídricos - CORHI. En esta su 5ª versión, el Plan Estatal de Recursos Hídricos entrega las directrices para atenuar las situaciones de escasez hídrica, recuperar y preservar la calidad de los recursos hídricos, promover e incentivar la utilización racional de las aguas, apuntando hacia un conjunto de 10 metas priorizadas por el CORHI; propone un programa de inversiones considerando varios escenarios; promueve la reestructuración

de los Programas de Duración Continuada - PDC, conjunto de las acciones propuestas por el PERH y, además de eso, trae propuesta de indicadores de acompañamiento de esas acciones.

Consciente de su papel de órgano gestor, el DAEE, publica de forma resumida los estudios técnicos desarrollados en la elaboración del Plan Estatal de Recursos Hídricos 2004/2007, lo hace público y ofrece a todos los interesados las principales informaciones sobre la situación de los recursos hídricos del Estado, de forma de posibilitar la concientización de la sociedad para la necesidad de preservar el agua, en cantidad y calidad, a las generaciones actuales y futuras (www.dae.sp.gov.br)

Plan de Cuenca Hidrográfica

El objetivo general de la planificación de los recursos hídricos es garantizar el bienestar de las personas en un ambiente ecológicamente saludable, incluyendo la esperanza individual y colectiva de desarrollo sustentable. El objetivo general de un plan de cuenca es la compatibilización entre oferta y demanda de agua, en cantidad y calidad, para todos los puntos de la cuenca hidrográfica. Las legislaciones de recursos hídricos, nacional (Ley nº 9.433/97) y estatal (Ley nº 7.663/93), exigen la elaboración de un plan de cuencas, cuyo contenido debe incluir lo siguiente:

- Diagnóstico de la situación actual de los recursos hídricos;
- Análisis de alternativas de crecimiento demográfico, de evolución de actividades productivas y de modificaciones de los patrones de ocupación del suelo;
- Balance entre disponibilidades y demandas futuras de los recursos hídricos, en cantidad y calidad, con identificación de conflictos potenciales;
- Metas de racionalización de uso, aumento de la cantidad y mejoría de la calidad de los recursos hídricos disponibles;
- Medidas que se tomarán, programas que serán desarrollados y proyectos que serán implantados, para la atención de las metas previstas;
- Prioridades para otorga de derechos de uso de recursos hídricos;
- Directrices y criterios para el cobro por el uso de los recursos hídricos.

Otorga de derechos de recursos hídricos

La Otorga de derecho de uso o interferencia en los recursos hídricos es uno de los instrumentos que se basa en el sistema nacional de gestión de los recursos hídricos instituido por la Ley 9433. La Otorga es una autorización concedida por el poder público, a través de su órgano responsable, a los

usuarios públicos o privados y tiene como objetivos garantizar la calidad y la cantidad de los recursos hídricos y el efectivo ejercicio del derecho de acceso al agua. Es el acto administrativo mediante lo cual el Poder Público poderdante (Unión, Estados o Distrito Federal) faculta al otorgado el uso de recurso hídrico, por plazo determinado, en los términos y en las condiciones expresas en el respectivo acto. El referido acto es publicado en el Diario Oficial de la Unión (caso de la ANA), o en los Diarios Oficiales de los Estados o Distrito Federal, donde el otorgado es identificado y están establecidas las características técnicas y las condicionantes legales del uso de las aguas que el aún está siendo autorizado a hacer.

La otorga es necesaria porque el agua puede ser usada para diversas finalidades, como: abastecimiento humano, bebida animal, irrigación, industria, generación de energía eléctrica, preservación ambiental, paisajismo, turismo, navegación, etc. Sin embargo, muchas veces esos usos pueden ser concurrentes, generando conflictos entre sectores usuarios, o mismo impactos ambientales. En ese sentido, gestionar recursos hídricos es una necesidad que tiene por objetivo armonizar las demandas procurando el uso sustentable y los intereses socio-económicos del país.

El instrumento de la otorga es aplicado para ordenar y regularizar el uso del agua, asegurando al usuario el efectivo ejercicio del derecho de acceso al agua, así como para realizar el control cuantitativo y cualitativo de ese recurso.

La Ley federal N°9.433/97, en su artículo 12, establece como sujetos a la otorga los siguientes usos:

- Derivación o captación de agua para consumo final o insumo de producción;
- Extracción de agua de acuífero subterráneo para consumo final o insumo de producción;
- Descarga de alcantarillados en cuerpo de agua de alcantarillados y residuos líquidos o gaseosos;
- Aprovechamiento de los potenciales hidroeléctricos;
- Otros usos que alteren el régimen, la cantidad o la calidad del agua.

El Plan Nacional de Recursos Hídricos define las diferentes modalidades de otorga de uso del agua (www.srural.agr.br):

- **Autorización:** es establecida por el plazo máximo de 5 años para obras, servicios o actividades desarrolladas por personas naturales o jurídicas, y cuando no se destinan a la finalidad de utilidad pública;
- **Concesión:** es establecida por un plazo máximo de 20 años, para actividades que sean desarrolladas por personas naturales o jurídicas, cuando se destinen a la finalidad de utilidad pública, como abastecimiento de ciudades y villas, usos colectivos, etc.;

- **Permiso:** es concedida por el plazo máximo de 3 años para personas naturales o jurídicas, en actividades sin destinación de utilidad pública y que producen efectos insignificantes en los cursos de agua.

Clasificación de los cuerpos de agua

La Política Nacional de Recursos Hídricos define los cuerpos de agua en clases de usos como un importante instrumento de gestión, para asegurar que la calidad del agua sea compatible con los usos más exigentes y así disminuir los costos de la contaminación, mediante acciones preventivas permanentes. Dispone que la clasificación de los cuerpos de agua sean establecidas por la legislación ambiental y delega en los Comités de Cuencas la proposición de la clasificación de los cuerpos de agua en clases de uso al Consejo Federal o Estatal de Recursos Hídricos. Además, la ley federal y las leyes estatales de recursos hídricos ampliaron el papel de la clasificación de los cuerpos de agua, a los mecanismos de comando y control, asociándolo a la otorga y al cobro por el uso del recurso hídrico.

Los principales marcos legales para la clasificación de los cuerpos hídricos son la Resolución CONAMA N° 20/1986 y la Resolución N° 12 del Consejo Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 19 de julio de 2000. La resolución CONAMA 357/05 establece un sistema de clasificación para las aguas dulces, salobres y salinas. Esta resolución estableció una clasificación para las aguas dulces del territorio, según sus usos preponderantes, conforme a lo descrito a continuación:

Clase Especial – aguas destinadas: al abastecimiento para consumo humano, con desinfección; a la preservación del equilibrio natural de las comunidades acuáticas; y a la preservación de los ambientes acuáticos en unidades de conservación de protección integral.

Clase 1 - aguas destinadas: al abastecimiento para consumo humano después de tratamiento simplificado; a la protección de las comunidades acuáticas; a la recreación de contacto primario (natación, esquí acuático y buceo); al riego de hortalizas que son consumidas crudas y de frutas que se desarrollen en el suelo y que sean ingeridas crudas y a la creación natural y o/intensiva (acuicultura) de especies destinadas a la alimentación humana.

Clase 2 - aguas destinadas: al abastecimiento para consumo humano después de tratamiento convencional; a la protección de las comunidades acuáticas; a la recreación de contacto primario (natación, esquí acuático y buceo); al riego de hortalizas y de árboles frutales; a la acuicultura y la actividad de pesca.

Clase 3 - aguas destinadas: al abastecimiento para consumo humano después de tratamiento convencional; al riego de cultivos arbóreos, de

cereales y forrajeras; a la pesca; a la recreación con contacto secundario; a la bebida de animales.

Clase 4 - aguas destinadas: a la navegación; a la armonía paisajística.

La Resolución N° 12 del CNRH establece, en su Art. 4°, que los procedimientos para la clasificación de los cuerpos de agua en clases según los usos preponderantes deberán ser desarrollados en conformidad con el Plan de Cuenca y el Plan estatal, y, si no existieran o que sean insuficientes, se realizarán en base a estudios específicos propuestos y aprobados por las respectivas instituciones competentes del sistema de gestión de los recursos hídricos.

Cobro por el uso del agua

Los principios del cobro por el uso del agua son fundamentados en los conceptos de usuario “pagador” y del “contaminador-pagador”, adoptados con el objetivo de combatir el desperdicio y la polución de las aguas, de tal forma que quien desperdicia y contamina paga más. Los objetivos del cobro propuestos por las Leyes federal y estatal, 9.433/97 y 10.432/06, respectivamente, son entre otros: Reconocer el agua como bien económico y dar al usuario una indicación de su real valor; Incentivar la racionalización del uso del agua; Obtener recursos financieros para la financiación de los programas e intervenciones contempladas en los planes de recursos hídricos; Incentivar la mejoría de los niveles de calidad de los efluentes lanzados en los cuerpos de agua.

Le compete a la Agencia Nacional de Aguas (ANA) llevar a cabo el cobro por el uso de los recursos hídricos de dominio de la Unión, o sea, de aquellos ríos u otros cursos de agua que atraviesan más de un Estado de la Federación. Los recursos recaudados son traspasados íntegramente por la ANA a la Agencia de Aguas de la Cuenca, conforme lo determina la Ley N° 10.881, de 2004. Cabe a la Agencia de Agua alcanzar las metas previstas en el contrato de gestión suscrito con ANA, instrumento por el cual son transferidos los recursos recaudados.

El cobro está íntimamente ligado a la otorga. Según el art. 20 de la Ley de las Aguas, todos los usuarios sujetos a la otorga serán cobrados. Por lo tanto, la base de cálculo para el cobro es el caudal otorgado. Una de las ventajas de la integración entre el cobro y otorga es la facilidad de control, la colaboración de los usuarios en la fiscalización y la facilidad de aceptación del cobro por los usuarios. No son cobrados aquellos usos considerados insignificantes que es definido por el comité de la respectiva cuenca o región hidrográfica. En la Figura 3 se esquematiza como se realiza el flujo financiero.

El cobro por el uso del agua es aplicada en todo el país, existiendo básicamente dos tipos de cobro (Ramos, 2007): 1) Cobro por uso del agua: captación y el consumo de las aguas superficiales

y subterráneas, que incide sobre el volumen de agua captado y sobre el volumen consumido y 2) Cobro por polución: dilución de efluentes, que incide sobre la carga contaminante lanzado en los cuerpos hídricos.

Están sujetos al cobro: i) los usuarios domésticos de municipios con más de 400 habitantes ii) los usuarios industriales, las actividades económicas y los criadores de animales que emiten carga contaminante igual o mayor la 200 equivalentes/habitante; iii) el sector hidroeléctrico, térmico y nuclear. El uso

cuantitativo (captación y consumo) del agua para irrigación es cobrado, a precios casi simbólicos. La metodología de cálculo de los usos y del cobro respectivo es definida de manera uniforme para todo el país, pero cada Comité/Agencia fija los coeficientes multiplicadores y los valores unitarios específicos para cada factor generador: caudal captado, caudal consumido y factores de contaminación. El cálculo del valor va a ser cobrado por el uso de agua que obedece a la siguiente ecuación general que varía conforme a negociaciones locales:

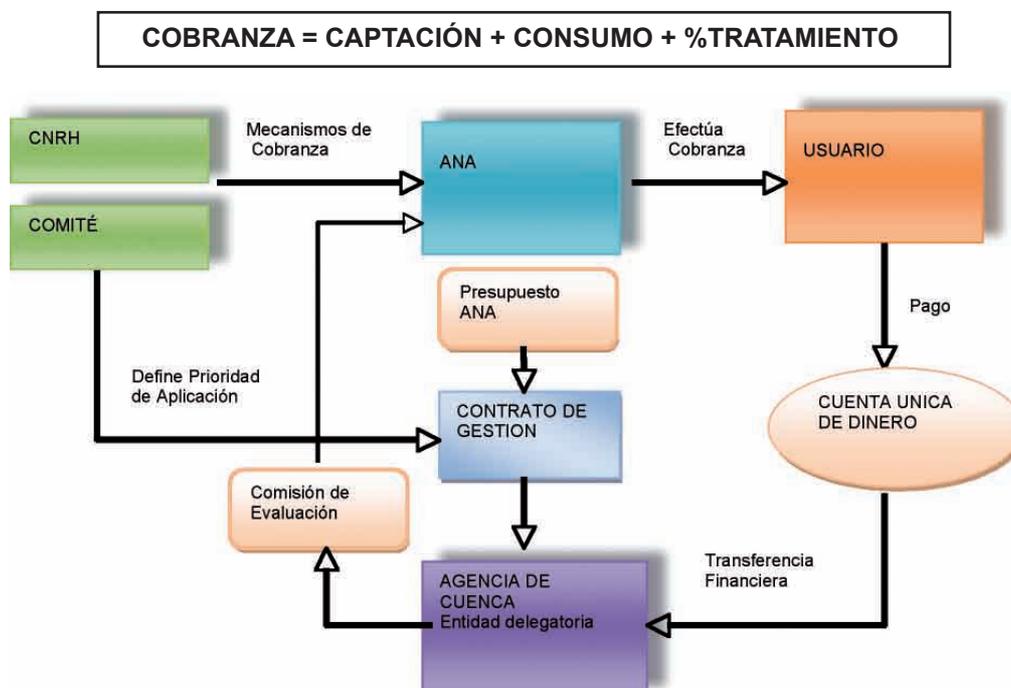


Figura 3. Flujo financiero de cobranza (Adaptado de www.sectma.pe.gov.br)

Sistema de Información de los Recursos Hídricos

Un sistema de informaciones de recursos hídricos reúne datos conectados a la disponibilidad hídrica y usos del agua con datos físicos y socioeconómicos, de modo de posibilitar el conocimiento integrado de las incontables variables que condicionan el uso del agua en la cuenca. La Ley 9433/97, en su Art. 25, define el Sistema de Informaciones sobre Recursos Hídricos como un sistema de colecta, tratamiento, almacenamiento y recuperación de informaciones sobre recursos hídricos y factores intervinientes en su gestión, integrado por datos generados por los órganos integrantes del Sistema Nacional de Gerencia de Recursos Hídricos.

Los principios básicos para el funcionamiento del Sistema de Informaciones sobre Recursos Hídricos son:

- descentralización de la obtención y producción de datos e informaciones;
- coordinación unificada del sistema;

- acceso a los datos e informaciones garantizado a la toda la sociedad.

Actualmente, ANA tiene disponible en su página web datos actualizados sobre los recursos hídricos nacionales, como por ejemplo, el sistema HIDRO de informaciones hidrométricas, además de planes, estudios e investigaciones sobre recursos hídricos. Están disponibles aún los datos sobre el cobro por el uso del agua en la cuenca de Paraíba do Sul.

Finalmente, en relación a los instrumentos de gestión en el Primer Seminario Latinoamericano Sobre Políticas Públicas en Recursos Hídricos realizado en Brasilia, DF del 21 al 24 de Septiembre del 2004 se concluye que para una gestión sustentable de los recursos hídricos es necesario como condición mínima, una base de datos e informaciones socialmente accesible, una definición clara de las derechos de uso, el control de impactos sobre los sistemas hídricos y un proceso de toma de decisiones.

Para que lo anteriormente mencionado sea viable, es necesario la capacitación de los participantes

involucrados en todos los niveles de gestión en un proceso continuo de desarrollo científico y tecnológico; es esencial buscar instrumentos de asignación del agua y, por tanto, de asignación de derechos de uso, que sean aceptados por la sociedad y que tengan la equidad como uno de sus principales objetivos. Los instrumentos de regulación deben buscar la transparencia de la gestión y deben defender el uso sustentable de los recursos hídricos, buscando la mejora de la calidad de vida de toda la población. El desarrollo de las buenas prácticas de gestión es condición necesaria, pero no es suficiente si no es acompañada de elevadas inversiones que requiere el sector de recursos hídricos, situación impactada por las condiciones macroeconómicas de los países.

Licenciamiento Ambiental

El licenciamiento ambiental en Brasil, en el nivel federal, fue creado por la Ley de la Política Nacional del Medio Ambiente – Ley nº 6.938 de 31 de agosto de 1981, reglamentada por el Decreto nº 88.351, de 1º de junio de 1983, sustituido por el Decreto nº 99.274, de 6 de junio de 1990. Esta legislación fue recibida por la Constitución Federal de 5 de octubre de 1988, que instituyó la obligatoriedad del licenciamiento para las actividades que provocaran un significativo impacto ambiental, en todo el País. Anteriormente, algunos estados de la Federación como São Paulo, Río de Janeiro y Minas Gerais ya habían instituido este instrumento como herramienta para la implementación de sus políticas ambientales, aplicando la exigencia de la autorización ambiental en dos fases: licencia de instalación y licencia de funcionamiento, inspirados en el modelo de la agencia norteamericana EPA. En la normativa federal brasileña, mantuvo el sistema trifásico: Licencia previa – LP, Licencia de Instalación – LI y Licencia de Operación – LO.

Licencia Previa (LP): La justificación para la inclusión de la LP fue el argumento de que el análisis previo sería altamente deseable para evitar inversiones en proyectos ejecutivos y adquisición de terrenos, sin la certeza de la viabilidad de la iniciativa. (www.amda.org.br).

Licencia de Instalación (LI): autoriza la instalación de la iniciativa o actividad de acuerdo con las especificaciones de los planes, programas y proyectos aprobados, incluyendo las medidas de control ambiental y demás condicionantes.

Licencia de Operación (LO): autoriza la operación de la actividad o iniciativa, después de la verificación del efectivo cumplimiento de lo que consta de las licencias anteriores, con las medidas de control ambiental y condicionantes determinados para la operación.

El licenciamiento ambiental, como regla general, se tramita ante el órgano ambiental estatal. Sin embargo, en situaciones de significativo impacto ambiental

regional o nacional el licenciamiento se da en el nivel federal por el Instituto Brasileño de Medio Ambiente y Recursos Naturales Renovables (IBAMA). En 1997 el Consejo Nacional de Medio Ambiente - CONAMA, reglamentó el licenciamiento ambiental a través de la Resolución nº 237, definiendo en los artículos 4º, 5º y 6º cuáles son las iniciativas y actividades con significativo impacto ambiental que deben obtener licencia a nivel federal y estatal, creando el licenciamiento municipal para las iniciativas y actividades de impacto local.

SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

En Chile

En Chile actualmente no existe un Sistema Integrado de Gestión de Cuencas Hidrográficas, pero la presión de los organismos internacionales para avanzar en esta materia ha llevado en los últimos años a preocuparse cada vez más del tema. La Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) en una publicación conjunta con la CEPAL (OCDE, 2005) entregaron al gobierno de Chile los resultados de la Evaluación de Desempeño Ambiental 1990-2004 donde Chile somete voluntariamente a evaluaciones en diversos aspectos tales como economía, transparencia, educación, con la finalidad de acercarse a la Organización y, en el mediano plazo, ingresar a ella. Los 30 países que la integran se someten periódicamente a este tipo de evaluaciones, como una manera de garantizar estándares homogéneos en diversos aspectos entre todos los países.

El documento (OCDE, 2005) contiene 52 recomendaciones que tienen la calidad de sugerencias no vinculantes, es decir que no obligan al país evaluado. En una primera parte analiza la gestión en materia ambiental en las áreas de aire, recursos hídricos y conservación de la naturaleza y biodiversidad. La segunda parte examina la situación de Chile en la perspectiva del desarrollo sustentable, y relaciona el aspecto ambiental con variables económicas y sociales, especialmente en el sector forestal, salmonero y minero. La última parte analiza los compromisos internacionales adquiridos por Chile.

Las recomendaciones de la OCDE relativas a la gestión del recurso hídrico son las siguientes:

- Reducir los efectos de la agricultura (relacionados con el riego, nutrientes, pesticidas y salinización, entre otros) en la calidad y la cantidad del agua;
- Desarrollar un enfoque integrado de gestión de cuencas para mejorar el manejo de los recursos hídricos y forestales y para proporcionar servicios ambientales con más eficiencia;
- Poner más énfasis en el manejo del agua para la protección de los ecosistemas

acuáticos; mejorar la integración de las consideraciones ambientales en el manejo del agua estableciendo un régimen sólido para los caudales ecológicos mínimos y normas biológicas sobre la calidad del agua;

- Mejorar la base de información y conocimientos sobre el manejo del agua (control de la calidad del agua del medio ambiente, registro de derechos de agua, datos sobre gasto y financiamiento, entre otros);

En Chile, actualmente hay demandas claras para que las cuencas se gestionen de manera más coordinada. Son demandas que provienen de los usuarios de los sectores productivos y del agua, de actores que ya están siendo afectados por una gestión insuficiente de las intervenciones en las cuencas. Por ejemplo, hay demandas para que se aprueben planes de ordenamiento del uso del territorio para proteger el entorno o paisaje en zonas vitivinícolas; hay inquietudes por la posible sobreexplotación de aguas subterráneas y el exceso de entrega de derechos de agua en varios valles; a muchos les preocupa la contaminación de aguas que luego son usadas para regar cultivos de exportación, sobre todo cultivos orgánicos. La diferencia con las iniciativas pasadas es que la presente se vincula a necesidades sentidas, por lo menos en algunas cuencas, por mejorar las formas de intervención y analizar los impactos que dichas intervenciones ocasionan en las cuencas. Además, hoy hay apoyo político al más alto nivel (Dourojeani, 2007)

El actual gobierno en el discurso del 21 de mayo del 2006 la presidenta Michelle Bachelet dijo "Impulsaremos una nueva política ambiental, más exigente y moderna, basada en el desarrollo sustentable y la participación social. Ningún proyecto de inversión podrá pretender hacerse rentable a costa del medioambiente. Tampoco evaluaremos proyectos aislados, sino que incorporaremos el ordenamiento territorial, el manejo integrado de cuencas, como eje de nuestra nueva política"

Para llevar a cabo este mandato, el Consejo Directivo de Conama acordó la creación de un Comité Interministerial, que tendrá la tarea de elaborar esta propuesta y que será coordinada por la Dirección Ejecutiva de Conama. Dicho Comité está integrado por representantes de los distintos Ministerios, entre los que se cuentan las carteras de Obras Públicas, Agricultura, Minería y Energía. Además, se decidió contratar una asesoría internacional, que apoye el Diseño de una Institucionalidad para la Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas (GICH) en Chile.

El 20 de abril de 2008 se lanzó oficialmente la Estrategia Nacional de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas, instrumento que permitirá hacer una gestión eficiente del recurso hídrico. Este trabajo se desarrollará en dos fases, correspondiendo la primera a la realización de experiencias piloto, que

tendrá una duración de 24 meses, y la segunda a la implementación de cuencas priorizadas de régimen.

La ministra de Medio Ambiente, Ana Lya Uriarte destacó la iniciativa, la que definió como "un esfuerzo conjunto y participativo del Comité Interministerial, el sector privado y la sociedad civil". También señaló que, se seleccionaron tres cuencas piloto.

La cuenca del Río Rapel, en la Región de O'Higgins, junto a las cuencas del río Copiapó, en el norte; y en el sur, la cuenca del río Baker. En estas tres cuencas se analizará el comportamiento del agua, y se instalará un modelo de gestión público-privada, que involucre de manera integral y sustentable todas las actividades que se desarrollan en dichas unidades territoriales.

Institucionalidad de Cuencas

La Estrategia de Cuencas, propone a nivel nacional, constituir un Consejo Ministerial de Cuencas, organismo que tendrá por misión asesorar a la Presidenta de la República y establecer un marco de funcionamiento general de la gestión integrada de cuencas hidrográficas en nuestro país, conciliando los diversos intereses.

Adicionalmente, se creará una Secretaría Técnica que tendrá como misión ser el ente operativo del Consejo Ministerial de Cuencas, dicha secretaria será integrada por la Dirección General de Aguas y la Comisión Nacional del Medio Ambiente.

En complemento con lo anterior, la Estrategia propone, a nivel local, la creación de un Organismo de Cuenca, institución que tendrá como objetivo la gestión del recurso hídrico para satisfacer los usos prioritarios del mismo, y armonizar la adecuada protección de los ecosistemas con el desarrollo de las actividades. Los organismos de cuencas tendrán un carácter público privado y estarán integrados por los principales agentes o actores vinculados al recurso hídrico a nivel territorial, representantes de los distintos usuarios del agua y actores relevantes de la cuenca.(CONAMA, 2008)

En el Estado de São Paulo

Desde el año 1989 con la promulgación de la Constitución estatal del Estado, el Estado de Sao Paulo dispone de una nueva Política para la gestión de los recursos hídricos. Que se establece con el objetivo de asegurar que el agua siendo un recurso natural esencial para la vida, para el desarrollo económico y para el bienestar social, pueda ser controlada y utilizada con patrones de calidad satisfactorios, por los usuarios actuales y por las generaciones futuras. La ejecución de esta Política se materializa atendiendo los siguientes principios básicos establecidos en 1991 por la Ley N° 7.663:

- Descentralización de las acciones y decisiones adoptando la cuenca hidrográfica como unidad

físico-territorial de planeamiento y gestión, es decir, una gestión por cuencas hidrográficas.

- Participación de todos los involucrados representados en los poderes públicos, municipales y la sociedad civil, en un ambiente de corresponsabilidad.
- Integración de lo planeado con lo que se va a ejecutar para las aguas superficiales y subterráneas, la cantidad y la calidad de las aguas, las acciones del poder público como las de los usuarios de las entidades civiles.

Para la efectiva ejecución de la Política Estatal de los Recursos Hídricos se crearon tres mecanismos básicos que buscan responder a siete preguntas fundamentales para la gestión del recurso hídrico:

- a. Plan Estatal de Recursos Hídricos (PERH) como mecanismo técnico para responder las preguntas Qué hacer?, Por qué hacer? , Cuando Hacer? Y Cuanto Cuesta? Definiendo las inversiones necesarias para la ejecución de las acciones planificadas.
- b. Fondo Estatal de Recursos Hídricos (FEHIDRO) mecanismo financiero para responder a la pregunta y los Recursos? Crea el soporte financiero para la ejecución de la política identificando las fuentes u origen de los recursos y sus aplicaciones.
- c. Sistema Integrado de Gestión del Recurso Hídrico (SIGRH) mecanismo político e institucional para responder las preguntas Quién lo hará? Y Cómo lo hará? Define la forma de participación del Estado, Municipios, usuarios y la Sociedad Civil en la ejecución de las acciones planificadas y sus respectivas responsabilidades. Para esto fueron creados el Consejo Estatal de Recursos Hídricos (CRH) y los Comités de Cuenca (CBHs).

DISCUSIÓN

Aspectos Jurídicos:

Si bien el agua en Chile es un bien nacional de uso público, según el Código de Aguas, en la práctica es un recurso de naturaleza híbrida, es decir, en parte público y en parte privado. Lo anterior conlleva a aceptar que será siempre necesaria la intervención del Estado, y por otra parte, que el uso que se hace del agua recae en el sector privado, aceptando, en consecuencia, que en manos particulares se da naturalmente una mejor utilización de ella. Adicionalmente, cabe reconocer que la existencia de derechos de aprovechamiento de carácter consuntivo y de carácter no consuntivo, permite que un mismo recurso pueda ser utilizado más de una vez, de modos distintos. Respecto de la gestión del agua, existen en Chile altos niveles de incertidumbre respecto del uso, no uso, disponibilidad, efectos económicos, impactos sociales y ambientales que

se relacionan con los recursos hídricos (Cubillos, 2002).

En general, el desempeño del mercado de los derechos de aprovechamiento de aguas en el marco jurídico-económico existente se ha mostrado eficiente desde el punto de vista del fomento a la inversión en proyectos productivos asociados a la explotación de los recursos naturales, lo cual se explica principalmente por la gran seguridad jurídica que otorga la legislación a los derechos de los particulares sobre los derechos de aprovechamiento de aguas. Sin embargo, existen problemas independientes y dependientes del sistema de mercado de derechos de aprovechamiento. Los principales problemas independientes son los que se originan debido a los costos de transacción inevitables, a externalidades por una inadecuada definición de los derechos de aprovechamientos en el Código de Aguas y a la incertidumbre frente a la disponibilidad de agua. Por otro lado, se han detectado problemas dependientes tales como la falta de información adecuada y oportuna; la diferencia entre los derechos nominales y los reales; los conflictos generados entre usuarios por ventas de derechos consuetudinarios; costos de transacción evitables y el acaparamiento de los derechos no consuntivos. La aplicación adecuada de este sistema requiere del fortalecimiento institucional que permita reducir la incidencia de factores condicionantes que han limitado su eficiencia, sustentabilidad y replicabilidad (Donoso, 2006)

Una fuente de conflicto es que dado que el Código de Aguas no hace distinción alguna, para los efectos de participación en las Juntas de Vigilancia, entre usuarios de derechos de aprovechamiento permanentes consuntivos y no consuntivos, entonces, en cuencas con desarrollos hidroeléctricos importantes, las empresas de generación hidroeléctrica, que tienen varias centrales en serie (derechos no consuntivos), y además ocupan las mismas aguas que después se destinan a los usuarios consuntivos, pueden multiplicar por varias veces su poder de votación en las organizaciones de usuarios. De esta forma, si se integraran a las Juntas de Vigilancia, podrían dominar la administración y toma de decisiones de gestión de éstas (Brown, 2004).

En la práctica, las empresas de generación hidroeléctrica, en general, no se han integrado a las Juntas de Vigilancia, en primer lugar porque a los usuarios que poseen derechos de aprovechamiento consuntivos, la situación que se generaría les incomoda y por lo tanto, han evitado asumir la iniciativa para incorporar a las empresas. Por otro lado, para las propias empresas, la situación que se generaría también es incómoda porque a pesar que, de acuerdo a la legislación vigente, podrían asumir una gran influencia en la gestión de los recursos de agua en la cuenca, también podría significarles fuertes responsabilidades financieras para mantención y operación, además de asumir una

responsabilidad directa en la resolución de conflictos (Brown, 2004).

En cuanto al debate sobre los conflictos generados por los derechos de no utilización, éste se ha centrado especialmente en las empresas hidroeléctricas privadas. En algunos ríos las empresas han solicitado la adjudicación de derechos no consuntivos mucho antes de la construcción efectiva de los nuevos proyectos hidroeléctricos, anticipándose quizás a sus necesidades futuras de ampliación. Las adjudicaciones de los derechos mencionados no tendrían por qué obstaculizar otras actividades, ya que los derechos no consuntivos pueden coexistir con muchos otros usos de los recursos hídricos. Sin embargo, la ambigüedad de las relaciones entre los usos consuntivos y los no consuntivos ha generado dificultades. Ello se debe a que en la legislación se presuponía que los proyectos hidroeléctricos se construirían aguas arriba de los cursos fluviales y que todos los demás usos se harían aguas abajo, utilizando el agua liberada por las represas. No obstante, si las empresas hidroeléctricas solicitan derechos no consuntivos en el sector del curso inferior de los ríos que aún no se está explotando, los usuarios de tales derechos de aguas abajo pueden oponerse a cualquier solicitud de derechos consuntivos aguas arriba. Mientras tanto, es posible que las empresas hidroeléctricas no utilicen sus derechos de aguas al tiempo que impiden que otros usuarios potenciales utilicen esos recursos (Eugenia Muchnik, Marco Luraschi y Flavia Maldini, 1997)

Con la modificación incorporada por la ley 20.017/05 al Código de Aguas se ha avanzado levemente en la línea de la conservación ambiental de las aguas, mediante la incorporación de los conceptos de caudales ecológicos mínimos y la exigencia de una patente por el no uso del agua, los que sin embargo son absolutamente deficientes dentro del perfil marcadamente productivista del Código. Esto se explica políticamente, por las pugnas suscitadas en las discusiones legislativas en las que se han enfrentado los sectores conservadores apoyados por las grandes empresas hidroeléctricas, versus los sectores progresistas y más proclives a las corrientes ambientalistas. Sin perjuicio de dicha modificación, el régimen jurídico debe comenzar a reforzarse en el orden constitucional. La Constitución chilena no contempla las bases necesarias para la construcción de un régimen jurídico que dé garantías de sostenibilidad al carecer por completo de normas y principios que vayan en dicha dirección.

En el fondo, se trata de normas mayoritariamente de derecho privado que regulan aspectos patrimoniales y establecen normas de buena convivencia entre los propietarios de esos derechos. Sólo de manera excepcional se contemplan algunas disposiciones que tienen por objeto la conservación del recurso hídrico, especialmente dispuestas para proteger las aguas subterráneas del árido norte de Chile y aquellas incorporadas por la ley 20.017, en relación

al concepto de caudal ecológico mínimo. (Alejandro O. Iza y Marta B. Rovere, 2006).

La propiedad sobre el agua representa con seguridad uno de los elementos básicos que urge reformar para el establecimiento de un régimen ambiental del agua. La propia autoridad hídrica coincide en señalar que ha resultado muy negativo que los derechos de aprovechamiento, definidos como derechos reales, sean asignados a quien los solicita en forma gratuita y a perpetuidad, y lo que es más grave, sin que exista obligación de darles un destino productivo (DGA, 1999) Esta situación constituye una transferencia de riqueza a los particulares de un bien nacional de uso público, y constituye una situación anómala respecto de un bien económico. El único paliativo a ello y sin que con ello se altere el régimen propietario, ha sido el establecimiento de la obligación de la patente por el no uso del agua.-

Brasil por su parte, cuenta con una de las legislaciones más avanzadas de América Latina, ya que tiene implantado un Plan Nacional de Recursos Hídricos, una de las exigencias de la ONU (Organización de las Naciones Unidas) para el cumplimiento de las Metas del Milenio. El compromiso de la sociedad brasileña con la gestión integrada y responsable de los recursos hídricos se debe a que el país concentra el 12% de agua dulce del planeta y por tener en su territorio el 70% del Acuífero Guaraní, uno de los más grandes del mundo.

El territorio brasileño fue dividido en un primer nivel en 12 macrodivisiones hidrográficas según la Resolución N°32 del 15 de Octubre de 2003 del Consejo Nacional de Recursos Hídricos, de acuerdo a sus características ecológicas, económicas, sociales y culturales.

Los recursos hídricos tienen la naturaleza jurídica de bienes públicos por pertenecer a la Nación, tienen la categoría de bienes patrimoniales y su aprovechamiento solamente podrá ser hecho mediante autorización o concesión. También, se enfatiza el carácter de bien público, y el interés de la administración de la Unión para legislar sobre aguas y sobre energía, sin embargo, a la vez, abre tal posibilidad a los estados, sobre cuestiones específicas acerca de esas materias, mediante una ley complementaria que los autorice.

Para mejorar la condición de disponibilidad de agua en términos cuantitativos y cualitativos en el sentido de implementar los instrumentos y directrices de acción, se instituyó el Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos. Este sistema, previsto en la Constitución Federal de 1988, fue reglamentado por la Ley de Aguas e innova en relación al sistema ambiental en el sentido de que utiliza mecanismos económicos para la gestión del agua. Por medio de la Ley se introduce en el país el concepto de contaminador-pagador y usuario-pagador. El agua pasa a tener un valor económico y su utilización queda sujeta a cobranza. Este sistema toma en cuenta el carácter

federativo del país y la posibilidad de involucrar a la sociedad en el proceso de la toma de decisiones. Se crea la figura del Comité de Cuencas Hidrográficas, que incorpora a representantes del gobierno, usuarios y organizaciones no gubernamentales.

Aspectos Institucionales

Chile tiene un Gobierno unitario, centralizado y no cuenta con una estructura de manejo de cuencas; todos los recursos son administrados de forma única a través del Poder Ejecutivo y sus Ministerios. En particular para el recurso hídrico, existen dos organismos que tienen que ver con el agua como recurso; estos son la Dirección General de Aguas (DGA) del Ministerio de Obras Públicas (MOP) y la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). Sin embargo, desde el punto de vista institucional, es posible detectar superposición y duplicidad en las labores de policía y vigilancia relativas al tema del control de la contaminación. Así también, cabe señalar que en el sector público la aplicación de facultades existentes no es completa por falta de recursos u otras limitaciones (duplicidad, capacidad técnica, etc.).

La dispersión normativa, también ha generado una no deseada dispersión en el ámbito institucional que atenta contra los objetivos de una política hídrica sostenible al existir varios organismos públicos con competencias concurrentes, y en algunos casos antagónicos, lo que lleva a la parcelación e ineficiencia de la gestión pública. Resulta inadecuado desde la perspectiva ambiental que una agencia –DGA– tributaria de un Ministerio productivista como lo es el MOP “concentre” las potestades sobre los recursos hídricos y “compita” en ello con los Servicios de Salud, la DIRECTEMAR, la CONAF, o la CONAMA.

El sistema institucional sobre las aguas en Chile se encuentra agotado y no responde a los perfiles modernos del desarrollo sostenible que exigen de una o más agencias gubernativas dedicadas a la custodia del agua en cuanto patrimonio ambiental.

Brasil es una república federativa constituida por la Unión, 26 Estados, un Distrito Federal y 5.561 Municipios (Braga et. al, 2008). Esta es una configuración muy peculiar por los numerosos municipios que tienen autonomía administrativa en los servicios de abastecimiento de agua y saneamiento. Respecto del tema de gestión de recursos hídricos la autonomía se restringe a los estados y la Unión. Para implementar el sistema nacional de gestión integrada de cuencas, fue necesario crear una institución que pudiese tener competencia nacional. La Ley N°9.984, del 17 de julio de 2000, establece a la Agencia Nacional del Agua (ANA) para la implementación de la Política Nacional de Recursos Hídricos y la coordinación del Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos, en particular la ejecución y operacionalización de los instrumentos técnicos e institucionales de la gestión

de los recursos hídricos. Es interesante destacar que este sistema no exigió la creación de una nueva pesada estructura administrativa, sin embargo exigió un esfuerzo bastante grande para articular las instituciones ya existentes.

Además, cabe recalcar, la importancia de la participación pública en todas las instancias de decisión, desde el Consejo Nacional de Recursos Hídricos hasta los Comités de Cuencas Hidrográficas, donde al poder central le cabe la responsabilidad de coordinar y dar garantía del uso del bien común y a la gestión social le compete la vigilancia y la construcción del pacto de sustentabilidad del recurso. La forma de dar sustentabilidad y equidad fue definida por la Ley N°9.433/97 y ella se da por medio de la instancia de decisión local que son los Comités de Cuencas Hidrográficas (Porto, 2008).

Aspectos de Gestión integrada de Cuencas

No existen en Chile organizaciones ni normativas que propendan hacia una gestión integrada de cuencas. Las iniciativas que en este sentido han impulsado las instituciones del Estado (en particular la DGA) no han tenido éxito, muy probablemente porque no se ha logrado transmitir a los legisladores, o al público en general, las ventajas que una gestión integrada tendría para la sustentabilidad de largo plazo del recurso.

Aún así existen en Chile obras de uso múltiple del agua (embalses Laguna del Maule y Laguna del Laja que datan de mediados del siglo pasado y que son de uso compartido de riego y generación de hidroelectricidad), y hay proyectos en estudio del mismo tipo (embalses Convento Viejo y Punilla). Además, hoy en día los proyectos que estudia el MOP (DOH) son evaluados siempre considerando los usos en riego (función objetivo tradicional), generación hidroeléctrica y turismo. (CEPAL - SERIE Recursos naturales e infraestructura N° 90)

Por otro lado, en Chile no existen proyectos de uso compartido de agua superficial y agua subterránea, o proyectos concebidos para mejorar la recarga artificial de acuíferos. En esto probablemente ha tenido un impacto decisivo la absoluta separación legal que se establece en el Código de Aguas entre la explotación del agua superficial y la explotación del agua subterránea.

Las nuevas corrientes de gestión ambiental en el mundo incluyen por lo menos cinco aspectos: un compromiso general de los organismos del gobierno con el tema ambiental y no sólo de la entidad ambiental que lleva ese nombre; un nuevo y más amplio énfasis en estrategias que permitan mejorar en forma continua los resultados cuantificables de mejoras ambientales; un enfoque basado en la gestión integrada de territorios delimitados por razones naturales, como las cuencas hidrográficas; el empleo de un conjunto mayor de instrumentos de gestión ambiental, o mejor dicho de gestión de las

intervenciones en el medio ambiente; y un enfoque basado cada vez más en la creación de capacidades de gobernabilidad y de compromisos compartidos entre los usuarios de los recursos naturales de la cuenca, sus habitantes, la sociedad civil y el Estado. (Dourojeani, 2007)

La gestión de los recursos hídricos en Brasil realizó un salto de calidad los primeros años de la década de 1980, cuando comenzó a prevalecer el enfoque de sostenibilidad ambiental, social y económica; la búsqueda de un marco regulatorio y de espacios institucionales compatibles; y la formulación de conceptos apropiados para describir y operar los nuevos arreglos políticos y pactos sociales correspondientes a la progresiva visión integrada, compartida y participativa de las políticas públicas.

Las dificultades a superar aún son enormes y hay deficiencias estructurales que deben ser corregidas, por ejemplo existe un cierto bloqueo respecto del avance socio-ambiental en los procesos productivos, en perjuicio de la prevalencia del interés público en la gestión de los recursos hídricos. La construcción de instrumentos de planificación estratégica forman parte del esfuerzo para alcanzar la situación de sustentabilidad que esos escenarios contemplan.

En Brasil, los problemas que se consideran importantes y que aún carecen de solución definitiva, en el contexto de exigencias legales y administrativas es la efectividad del cobro por el uso del agua. Hay concordancia, hoy, con la afirmación de que el cobro por el uso de los recursos hídricos es uno de los instrumentos fundamentales de la gestión según la Ley N° 9.433/97. Sin embargo, la ley podría haber avanzado más en ese particular, disciplinando ese cobro, para beneficio de las cuencas hidrográficas brasileñas (Geo Brasil, 2007)

Los instrumentos de gestión han demostrado que son necesarios, pero no suficientes para revertir el proceso de degradación ambiental, principalmente en aquellos aspectos relacionados al uso del agua. Por lo tanto, la nueva etapa que se vislumbra en Brasil es la fijación de metas asociadas a procesos de desarrollo social y al uso de nuevos instrumentos complementarios para facilitar su aplicación.

En resumen vale la pena destacar que los cambios fundamentales que ocurrieron en Brasil para establecer un sistema integrado de gestión de recursos hídricos fue en primer lugar la inserción en la Constitución Federal de 1988, la obligación de implementar un Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos; la reglamentación y la institucionalización del propio Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos— SINGREH, con su arreglo administrativo y sus instrumentos de gestión (Ley en el 9.433/97); la creación de la Agencia Nacional de Aguas, entidad federal para la implementación de la Política Nacional de Recursos Hídricos y de coordinación del SINGREH y el lanzamiento, en 2006, del Plan Nacional de Recursos Hídricos, que, además de

atender al compromiso internacional de Brasil con las Metas del Milenio, con el establecimiento de acciones y programas hasta el año 2020, representa un importante instrumento de gestión.

Finalmente después de analizar los grandes cambios desarrollados en Brasil respecto de la Gestión integrada de Cuencas Hidrográficas y analizar lo que está ocurriendo en Chile respecto de este tema, es posible visualizar que debemos primero establecer un ambiente legal favorable, ya que nuestra Constitución no contempla las bases necesarias para la construcción de un régimen jurídico que de garantías de sostenibilidad al carecer por completo de normas y principios que vayan en dicha dirección. Es probable que el resultado de ese esfuerzo también de cuenta de la necesidad de realizar reformas e incluso de ampliar la capacidad del gobierno para asumir los retos asociados con la Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas (www.rides.cl).

Así también deberíamos considerar el agua un recurso finito y como tal darle un valor económico, estableciendo de esta manera sistemas de cobro por los derechos de uso y también para que los contaminadores asuman sus externalidades negativas. Para establecer un sistema de financiamiento se necesita realizar una valoración económica de los servicios ambientales que genera no sólo el agua, sino el entorno de la cuenca.

El marco institucional debe adaptarse a las condiciones existentes dentro del contexto en que se desenvolverá. Será necesario determinar cuál de las entidades existentes es la más apropiada para coordinar la GICH. Lo que sí es necesario, como primer paso, es analizar lo que hacen las instituciones existentes para hacer los ajustes necesarios y definir bien las funciones para cada entidad, de modo que se eviten traslapes de competencias y se promueva la gestión integrada.

Así como lo realizó Brasil y también lo han hecho otros países donde se ha implementado una Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas, es necesario establecer un organismo de cuenca que refleje un proceso de toma de decisiones donde puedan participar representantes de gobierno, Municipalidades, asociaciones de usuarios, comité de expertos y sociedad civil organizada. Es necesario fomentar mecanismos de participación para la mejor gestión del agua y particularmente para su conservación. Para que la participación sea efectiva, se debe educar al público acerca de cuestiones que se manejan a través de una GICH. Esto es esencial para que entiendan los hechos que afectan su vida y tomen las decisiones adecuadas al respecto (www.rides.cl)

La propiedad sobre el agua representa con seguridad uno de los elementos básicos que urge reformar para el establecimiento de un régimen ambiental del agua. La propia autoridad hídrica coincide en señalar que "Ha resultado muy negativo que los derechos de

aprovechamiento, definidos como derechos reales, sean asignados a quien los solicita sin que se deban justificar los caudales pedidos, en forma gratuita y a perpetuidad, y lo que es más grave, sin que exista obligación de darles un destino productivo". Esta situación constituye una cuestionable transferencia de riqueza a los particulares de un bien nacional de uso público, y constituye una situación anómala respecto de un bien económico. El único paliativo a ello y sin que con ello se altere el régimen propietario, ha sido el establecimiento de la obligación de la patente por el no uso del agua.-

REFERENCIAS

- Arrau Corominas, F. 2003. Distribución y comercialización de las aguas en Chile. Santiago de Chile, DGA, http://www.bcn.cl/pags/publicaciones/serie_estudios/esolis/nro178.html
- Bauer, C. 2004. Siren Song: Chilean Water Law As a Model for International Reform. Washington, DC, Resources for the Future.
- Benetti, Antônio D.; Lanna, Antônio E.L.; Cobalchini, María Salette. 2003. Metodologías para determinação de vazões ecológicas em rios. IN: Rbrh : revista brasileira de recursos hídricos. Porto Alegre, RS: ABRH, Vol8, n° 2 (abr./ jun.2003), pp.149-160
- Brown, E. 2003. Uso eficiente del recurso hídrico. Taller Plan Nacional hacia Gestión Integrada del Recurso Hídrico. CEPAL, Santiago de Chile 10-11 diciembre.
- CONAMA-Chile, 1998. Gestión integrada del recurso agua. Documento de discusión. (www.conama.cl/cds/cat_10acta)
- Coleção Ambiental – Volume I Código de Águas e Legislação Correlata. Brasilia 2003
- Cubillos, G. 2002. Informe Final "Gobernabilidad del agua en Chile" Documento Preparado para el Comité Organizador de Diálogos en Chile hacia el Tercer Foro Mundial del Agua.
- De Olivera, V. 2004: Gestión participativa del agua sin una cultura de participación: una ecuación a resolver. Revista Electrónica de la REDLACH N°1, Año 1
- DGA, 1999. CHILE. Ministerio de Obras Públicas. Dirección General de Aguas. 1999. Política Nacional de Recursos Hídricos (www.dga.cl)
- Donoso, G. 2003. Mercados de agua: estudio de caso del código de aguas de Chile de 1981. Pontificia Universidad Católica de Chile Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Departamento de Economía Agraria
- Donoso, G. 2006. Water markets: case study of Chile's 1981 Water Code. Cien. Inv. Agr. 33(2): pp. 157-171.
- Gentes, I. 2006. El status jurídico y el debate entre derechos individuales y colectivos de aguas. Análisis de legislación, políticas hídricas y jurisprudencia sobre derechos de agua y gestión ciudadana en Chile
- Hernández, R. 2006. La Reforma Agraria y Evolución del Marco Jurídico del Agua en Chile. Estudio Legislativo de la FAO on line N 59.
- Iza, A. & Rovere, M. (Editores) 2006. Gobernanza del agua en América del Sur: dimensión ambiental. UICN Serie de Política y Derecho Ambiental N° 53. UICN - Unión Mundial para la Naturaleza.
- Jamett, G. & Rodrigues, A. 2005 Evaluación del instrumento caudal ecológico, panorama legal e institucional en Chile y Brasil. Rega / Global Water Partnership South America. – Vol.2, n° 1 (jan./jun. 2005) –Santiago: GWP/South America
- Memoria Superintendencia de Servicios Sanitarios, 2006. www.siss.cl
- Ministério do Meio Ambiente. 2007. Plano plurianual 2008 – 2011 orientações estratégicas
- Estudios Económicos de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) Chile, 2005. volumen 19. Suplemento N° 1
- Peña, H. 2003. Taller Nacional hacia un Plan Nacional de Gestión Integrada de los Recursos Hídricos Gestión Integrada de Recursos Hídricos en Chile. Marco conceptual.
- Ramos, M. 2007. Gestão de Recursos Hídricos e Cobrança pelo Uso da Água
- Salazar M., C. & Alegría C., M. A. 2003. Planes Directores para la Gestión de los Recursos Hídricos en Chile. Conferencia Internacional Usos Múltiples del Agua: Para la Vida y el Desarrollo Sostenible
- Solanes, M. & Jouravlev, A. 2005. Integrando economía, legislación y administración en la gestión del agua y sus servicios en América Latina y el Caribe: conceptos básicos para la aplicación de los caudales ecológicos
- Fuente: Aguirre y García de Bikuña (2000).
- Tharme, R. E. .2002. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of Environmental flow methodologies for rivers. In: International Conference on Environmental Flows on River Systems, incorporating the International Ecohydraulics Symposium.4.: Cape Town – South Africa. Proceedings. Unpublished proceedings.
- www.cetesb.sp.gov.br
www.sigrh.sp.gov.br
www.ambiente.sp.gov.br
www.saneamento.sp.gov.br
www.saopaulo.sp.gov.br
www.srural.agr.br
www.sectma.pe.gov.br
www.amda.org.br
www.homologa.ambiente.sp.gov.br
www.rides.cl

ANÁLISIS DEL SISTEMA DE ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE A NIVEL LOCAL: EL CASO DEL MUNICIPIO DE ECATEPEC, MÉXICO.

DRINKING WATER SUPPLY SYSTEM ANALYSIS AT A LOCAL LEVEL: THE CASE OF THE MUNICIPALITY OF ECATEPEC, MEXICO.

Argelia Tiburcio Sánchez¹ y María Perevochtchikova²

Resumen

En este trabajo se presentan los resultados del análisis sistémico del sistema de abastecimiento de agua potable en el Municipio de Ecatepec, el cual forma parte de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, perteneciente al espacio natural denominado como la Cuenca de México. El municipio se caracteriza por una problemática compleja, debido al desarrollo urbano acelerado y al mismo tiempo poco planeado que se ha dado en los últimos 30 años. En el municipio se presenta una creciente tendencia en la construcción de unidades habitacionales que ha provocado múltiples problemas de carácter socio-económico y ambiental; entre los cuales destaca el rezago en el suministro del agua potable. En este trabajo se propone analizar la situación del suministro del agua potable en el municipio bajo la aplicación del marco teórico conceptual de sistemas complejos y de la Gestión Integral del Agua Urbana con la utilización de diferentes fuentes de información, como informes técnicos, bases de datos, mapas oficiales, artículos y libros. Para la realización del trabajo se aplicó el esquema del análisis sistémico el cual abarca una visión más integradora de diferentes factores (tanto físicos, como socio-económicos) que influyen en el proceso de la gestión de agua potable a nivel local, de un municipio. Para tal fin se definieron tres elementos como determinantes para el análisis del funcionamiento del sistema de abastecimiento: a) El entorno geográfico en el que se suscribe el municipio, a nivel regional y local; b) La dinámica demográfica a escala espacial y temporal; y c) La gestión del recurso hídrico a nivel local. Estos tres elementos se analizaron por medio de la combinación de las siguientes etapas a) Fase documental b) Fase de campo c) Fase de análisis; donde se sistematizó la información disponible, mediante el diseño de una base de datos y apoyo de SIG; se realizó el análisis de interrelaciones.

En particular, el desarrollo de la base de datos - el punto central del trabajo - se realizó en dos etapas: la primera de delimitación y compilación de la información, y la segunda fase que implicó el diseño, la elaboración y manejo de base de datos. La base de datos diseñada es compatible con el Sistema de Información Geográfica el cual permite obtener un panorama más completo sobre el proceso de la gestión del agua potable y puede servir de una herramienta práctica accesible en el proceso de planeación y toma de decisiones en materia del agua a nivel local.

Palabras clave: sistema de abastecimiento, agua potable, gestión integral, México, Ecatepec.

Abstract

In this work are presented the results of the systemic analysis of the drinking water supply system in the municipality of Ecatepec; that is part of the Mexico City Metropolitan Area and it belongs to the natural space denominated the Mexico basin. The municipality is characterized by a complex situation generated by a fast urban development and at the same time little planning for the last 30 years. In the municipality there is an increasing tendency in the settlement of residential units that has brought different kind of problems ranging from social, economical and environmental problems; among the main challenges of Ecatepec the provision of drinking water it is quite significant.

The case of drinking water in Ecatepec, illustrates many of the problems faced by most of the cities in developing countries, where water and sanitation infrastructure exists but it is often in poor condition. Water supply systems are frequently under funded, poorly managed and in a poor state of maintenance with high levels of water leakage. In addition meeting competing demands from domestic, commercial and industrial users puts great pressures on water systems whose capacity has been exceeded due to a steadily growing demand.

Using the complex system approach we adopt the urban water management framework to analyze the situation of drinking water supply system in Ecatepec based on the idea of integrality where it is recognized the importance of accounting with accurate knowledge about the natural ecosystem and at the same time propose a balanced between the three main targets of sustainable development: environment, human society and the economy. The system analysis has a more inclusive vision which covers different factors (both physical and socio-economic) that influence the process of managing water at local level of a municipality. To this end, we identified the following three elements considered as essential components in the analysis of drinking water supply system: a) The geographic surroundings at regional and local level, b) The

¹ Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios Sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Instituto Politécnico Nacional (CII-EMAD) - Calle 30 de Junio de 1520 s/n. Colonia Barrio la Laguna Ticomán, Delegación Gustavo A. Madero, CP 07340 México D.F. e-mail: argeliatiburcio@yahoo.com.mx

² Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales (CEDUA), El Colegio de México. e.mail mperevochtchikova@colmex.mx

demographic dynamics at spatial and temporal scale, and c) The water management at local level. We analyze these three elements using a combination of the following steps: a documentary phase; a field phase and an analysis phase; where it was systematized the available information, and it was designed a database compatible with the Geographical Information System and it also allows obtaining a more complete panorama of the water management process.

In particular, the development of the database - the heart of the work - was conducted in two stages: the first phase involved the definition and data compilation and the second phase covered the design, development and database management. The design of the database was accomplished in the following models) the model of relational databases was used to store and manipulate the information and b), the raster method was useful in processing maps and displaying spatial data. For this purpose the studied area was divided into rows and columns, which form a regular grid structure. Each cell within this matrix contains location co-ordinates as well as an attribute value and was used as a geographical unit. The use of this grid is useful for handling maps published at different scales and projections, whose conversion to a common scale in many cases it is difficult to achieve due to time and / or volume information. In this way the grid allows an easy standardization of data, which can be represented as layers of spatial information in geographic information systems (GIS), with attributes and specific indicators to be analyzed.

Once it was gathered the information the characteristics of each element studied were synthesized in order to have an integrated view of the problems of water management at local level in the municipality of Ecatepec. Among other indicators we selected the frequency distribution of drinking water in the municipality as an indicator to measure the efficiency of drinking water supply. It has been revealed a large number of people living under water stress conditions, more than half the population has a supply that fluctuates between 0 and 10 days a month, 25% with 11-20 days of service and only 22% with good service from 21 to 30 days. The results of the analysis on the selected components suggest that physical characteristics of the area, density of population and existing water infrastructure are key elements in the quality and quantity of drinking water supplied to the population in Ecatepec.

As final result, a data base was designed that it is compatible with the Geographical Information System, obtaining a more complete panorama of the water management process that might serve as a practical tool in the process of planning and decision making in the matter of water at a local level. In addition the database allows to visualize relationships between the different elements that compound the system; identifying problems and characteristics of the different areas in the municipality and generate change scenarios, allowing the proposal of strategies consistent with local needs. Although the database is limited in terms of information volume, the value of the study lies in being a first attempt of systemic analysis of drinking water with the presentation of results in a simple visual form, using the Geographic Information System. The database might serve as a practical tool in the process of planning and decision making in the matter of the water at a local level as it is easy to develop at a low cost.

Key words: supply system, potable water, integrated management, Mexico, Ecatepec.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad la humanidad enfrenta numerosos retos en materia ambiental relacionados con el gran impacto producido por la actividad antrópica a lo largo de su historia, el cual se ha acentuado desde la segunda mitad del siglo XX. En específico, el acceso a suficiente agua limpia se está convirtiendo, en muchas regiones del mundo, en un factor limitante para la salud humana, para la producción de alimentos, pero también para el mantenimiento de funcionamiento de los ecosistemas naturales, y hasta para la estabilidad social, el desarrollo económico y la seguridad nacional de los países. México no está ajeno a esta problemática, si se considera que la disponibilidad natural promedio nacional del agua de 4.312 m³/hab/año, es declarada como valor bajo por la Organización Mundial de Salud, que pone en peligro la calidad de vida de las personas (Conagua, 2008). Obviamente, el valor de la disponibilidad varía de una región de México a otra en función de las condiciones climáticas (con menores volúmenes al norte del país y mayores al sur-sureste), sin embargo, la tendencia común es hacia una disminución, más visible en las últimas décadas. Este proceso se relaciona en primera instancia con el uso excesivo e irracional del agua y el sistema de gestión existente, dirigida a la construcción de cada vez mayor infraestructura

hidráulica y preocupada por la búsqueda de fuentes externas de abastecimiento en lugar de conservar y preservar los recursos locales. También con la falta de una visión integral a largo plazo, falta de cooperación inter- e intra-institucional, de preparación profesional y de planeación participativa, lo que en consecuencia se ha reflejado en el deterioro ambiental (contaminación del agua, abatimiento de niveles freáticos, desaparición de escurrimientos superficiales, compactación y hundimiento del suelo, etc.) y en un efecto bumerán que está afectando a la sociedad misma.

En el caso de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) -una de las 20 megalópolis a nivel mundial y de las cuatro ubicadas en América Latina, con una población cercana a los 20 millones de habitantes- el suministro de agua potable para el uso urbano (en 80% doméstico) representa un reto de gran magnitud, dada la combinación compleja de las condiciones geográficas, socio-políticas y económicas en este territorio. Por un lado a nivel federal, la Región Norte, Centro y Noroeste de la República Mexicana, que incluye a la ZMCM, que cuenta con una disponibilidad natural del agua baja de 1.734 m³/hab/año (Conagua, 2008); a nivel regional, la Región Hidrológica Administrativa XIII del Valle de México, a la que pertenece la ZMCM,

está reportada como la región con el nivel más bajo de disponibilidad de agua del país con 123 m³/hab/año, además, cuyos acuíferos, fuente principal de abastecimiento se encuentran bajo un estado alto de sobreexplotación (Conagua, 2006); y a nivel local, la Cuenca del Valle de México cuenta con sólo 89 m³/hab/año, condiciones lo que se considera prácticamente dentro de la clasificación de escasez de agua. Por otro lado en esta metrópoli se concentra el 20% de la población del país, ocupando menos del 1% del territorio nacional, generando un 31% del Producto Interno Bruto (PIB).

En específico, el municipio de Ecatepec, ubicado al noreste de la ZMCM, cobra especial importancia al concentrar en su territorio cerca de 1.700.000 habitantes (9% de la población de la ZMCM), convirtiéndose en el segundo municipio más poblado del país (INEGI, 2005). El elevado número de habitantes en el municipio es producto de más de 30 años del desarrollo urbano acelerado y poco planeado, con una dinámica creciente y la construcción de unidades habitacionales que demandan cada vez mayores volúmenes de agua, ejerciendo una fuerte presión sobre las fuentes naturales del agua en el territorio; reflejándose en un rezago en el suministro del agua potable que se evidencia mediante el aumento en número de conflictos sociales (Tiburcio, 2008).

Cabe mencionar que sobre el estado y la gestión del recurso hídrico en la Cuenca del Valle de México se han realizado diversos estudios, sin embargo, estos se han abordado en su mayoría desde una sola perspectiva o bajo una caracterización sectorial, ya que prevalecen los análisis disciplinarios sobre algunos componentes, sean estos físicos o sociales, y por lo tanto se desconoce con frecuencia la interrelación de las variables involucradas en el proceso de gestión del agua y la naturaleza de las respuestas observadas. Desde los años 1970 dentro de la literatura científica se reconoce la importancia de contar con un conocimiento integral para la comprensión adecuada de la problemática ambiental y el manejo de recursos naturales, considerando al ser humano no como parte externa, sino como un componente directo del ecosistema común. Este enfoque asume como eje central al ecosistema, y al mismo tiempo articula de forma armónica las tres dimensiones del desarrollo sostenible: medio ambiente, sociedad y cuestiones económicas. Bajo esta visión el ecosistema es entendido en una perspectiva amplia de sistemas complejos, abiertos (García, 2006), vinculado al desarrollo humano, es decir como un sistema natural cuyos flujos energéticos e interacciones con el ser humano son determinantes en términos tanto de su conservación como de la calidad de vida de la gente (Guerrero *et al.*, 2006). A partir de estos cambios en la visión conceptual, en los años 1990 se da el proceso de formulación de los principios de la Gestión Integral de Recursos Hídricos (GIRH) que en actualidad han

cobrado importancia por permitir pensar y actuar eficiente y ecológicamente (Andrade, 2004).

De allí que el objetivo principal de este trabajo se concentró en determinar la interrelación de los componentes que forman parte indispensable para un análisis ecosistémico del sistema de abastecimiento de agua potable en el Municipio de Ecatepec: el entorno geográfico, la dinámica demográfica y el proceso de la gestión del agua; a fin de elaborar una propuesta metodológica que sirva como herramienta para la elaboración de planes, programas, proyectos y toma de decisiones en materia del agua a nivel local operativo.

PROBLEMÁTICA LOCAL

El municipio de Ecatepec, ubicado al noroeste de la ZMCM (véase *Figura 1*), comparte sus límites al norte con los municipios de Coacalco de Berriozábal y Tecámac; al este con Acolman; al sur con Atenco y Nezahualcóyotl; y al oeste con el Distrito Federal y el municipio de Tlalnepantla de Baz. Cuenta con una superficie de 155 km², extendiéndose en su mayoría sobre el lecho del antiguo lago de Texcoco, que formaba parte del sistema hidrológico de la Cuenca del Valle de México.

Referente a la situación del abastecimiento de agua potable, el caso de Ecatepec ejemplifica muchos de los problemas a los que se enfrentan las ciudades de países en desarrollo, las cuales se caracterizan por las malas condiciones de infraestructura hidráulica que origina grandes pérdidas de agua por fugas y cuyo sistema de suministro se encuentra carente de fondos suficientes y gestionados inadecuadamente, en el cual debe satisfacer las demandas en competencia de usuarios domésticos, comerciales e industriales cuya capacidad de suministro ha sido sobrepasada, debido a una demanda en constante crecimiento, por ser calculada en relación directa del aumento poblacional (ONU & WWAP, 2003).

En particular, el sistema de abastecimiento de Ecatepec no puede ofrecer a su población el suministro de un volumen adecuado de agua dentro de los estereotipos de la calidad de vida digna en un área urbana (las 24 horas al día todos los días al año), ya que las fuentes internas y/o cercanas al municipio de aguas superficiales están fuertemente contaminadas y los recursos subterráneos se han extraído de tal forma irracional y a un ritmo intenso que se han abatido los niveles freáticos, en consecuencia se disminuyó la disponibilidad natural del agua. Por lo cual se procedió con la búsqueda y construcción de obras hidráulicas para el trasvase de agua de otras regiones y cuencas que compiten por el recurso.

El origen del desabasto en el suministro de agua potable en el municipio también se debe en gran parte a que, como en muchas áreas urbanas, Ecatepec se desarrolló con escasa atención por parte del gobierno federal y local para garantizar un adecuado



Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

suministro agua, así como un bajo control y falta de planeación del proceso de la expansión urbana; de tal modo que el acceso al agua se dio de manera caótica y mal gestionada, siendo el propio usuario quien construyera y buscara sus propias fuentes de abastecimiento (Espinosa, 2005). Por otra parte, el producto de la expansión urbana descontrolada, la zona fue invadida por las poblaciones irregulares en zonas de difícil acceso (como cerros y barrancas), donde la instalación de infraestructura se dificulta no sólo por el hecho de mayores costos de construcción y mantenimiento, sino por la legislación federal mexicana, en la cual se indica de la imposibilidad de proporcionar los servicios básicos (incluyendo el de agua potable) a las viviendas en condiciones de irregularidad.

Es interesante analizar los fenómenos que han dado lugar al proceso de crecimiento demográfico acelerado en el municipio de Ecatepec, reflejado en actualidad en tan elevado número de habitantes (INEGI, 2005a). Incluso se tienen referencias de la ocupación poblacional de este territorio desde las épocas prehispánicas (Núñez *et al.*, 1988). El municipio conservó por un largo periodo de tiempo características agrícolas con un predominio de la población rural. Sin embargo, en la década de los cuarenta esta situación se revirtió debido a la cercanía con la Ciudad de México que demandaba más áreas para la expansión urbana, proceso que produjo una intensa migración hacia la periferia. De este modo el crecimiento demográfico se dio primero de manera gradual y paulatina para después convertirse en un crecimiento acelerado e intenso. Es así que en el lapso del siglo pasado la población aumentó desde menos de 10.000 a cerca de 1.700.000 para el año 2005 (Ver Figura 2).

El patrón de ocupación territorial que se dio en Ecatepec fue básicamente horizontal y gran

consumidor de suelo, debido a las características topográficas del municipio que en un principio contaba con extensas planicies desocupadas fáciles de habitar. De acuerdo con Olvera (2002), este proceso de ocupación del suelo se ha caracterizado por ser irregular y desordenado tanto desde la perspectiva de la tenencia de la tierra, como de las decisiones de las autoridades de desarrollo urbano estatal y municipal, donde una vez agotadas los espacios apropiados para la urbanización se inició una proliferación de asentamientos en zonas de alto riesgo o sobre espacios naturales con restricciones ecológicas. Esta urbanización significó impactos ambientales al transformar el paisaje natural y contaminar el agua; modificando los padrones del ciclo hidrológico, impidiendo la infiltración del agua en el suelo urbano, así como la aceleración de flujos superficiales y el arrastre de materiales sedimentarios hacia la planicie.

Además del impacto ambiental, el aumento poblacional se tradujo en un incremento sin precedentes en el volumen de consumo de agua bajo un esquema de gestión del recurso hídrico orientado a la satisfacción de la demanda la cual es calculada en relación directa al crecimiento demográfico. Para esto se impulsó la perforación de más pozos y la extracción de agua subterránea a profundidades cada vez mayores, así como la construcción de obras hidráulicas de trasvase del agua de cuencas vecinas a altos costos ambientales, económicos y sociales (Perevochtchikova, en prensa). La escasez y el deterioro del recurso se ha agravado al punto que el gobierno y los organismos municipales se ven obligados a quitar el recurso por períodos determinados para compartir el caudal existente entre diferentes usos y usuarios. Las tensiones en la competencia del recurso entre éstos es causa de conflictos a varias escalas y a distinta intensidad, presentándose tanto entre una misma comunidad,

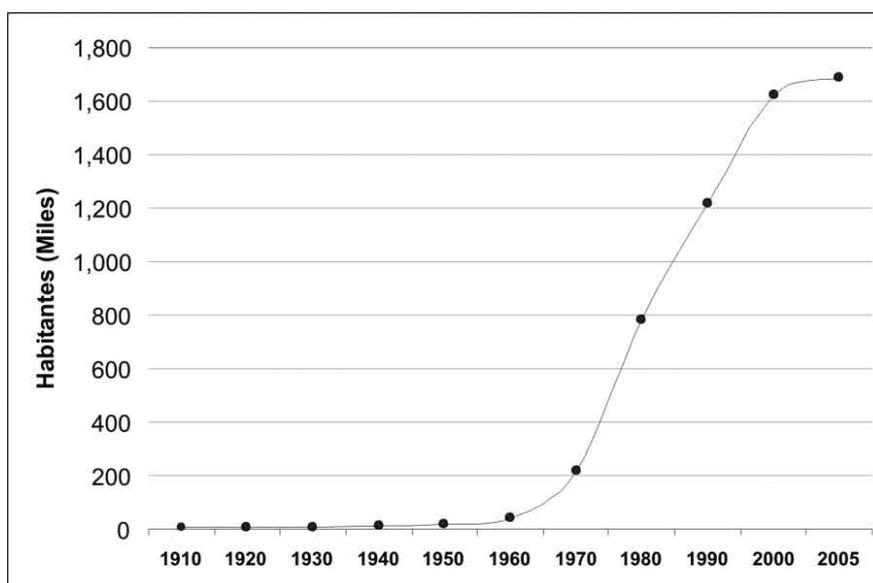


Figura 2. Crecimiento poblacional de Ecatepec, 1910-2005 (Fuente: INEGI, 2005 y 2005a).

como entre diferentes comunidades y municipios e incluso estados. Evidencia de los conflictos sociales ha sido documentada mediante notas de prensa en el trabajo de Tiburcio (2008), donde se identifican acciones que detonan tensión entre los actores, siendo las más frecuentes el surgimiento de movimientos de rechazo en contra las decisiones de las autoridades por reducir el suministro de agua a los usuarios, aumento de tarifas y conflictos entre los organismos gestores del agua.

MARCO TEÓRICO

El estudio ha adoptado como marco teórico al enfoque ecosistémico y la gestión integral de los recursos naturales. Este último concepto comprende al ecosistema como base para el entendimiento y el análisis de transformaciones del ambiente y el ecosistema en sí, es visto como la articulación del sistema natural y el sistema sociocultural, en el cual todos los componentes están interrelacionados e interactúan mutuamente, abiertos a las intervenciones externas (Andrade, 2004). De aquí, para la realización de análisis ecosistémicos se requiere de conocimiento multidisciplinario para lograr entender las relaciones existentes a diferentes niveles tanto horizontales como verticales, y las interdependencias entre los elementos constitutivos del ecosistema dentro de la cadena "causa-efecto-consecuencia".

En el enfoque ecosistémico se reconoce a los ecosistemas como *sistemas complejos abiertos* (García 2006), donde la estructura del sistema esta determinada por las inter-relaciones de los múltiples elementos que lo constituyen y de estos elementos con el mundo exterior. Se piensa que este concepto es fundamental y adecuado para el planteamiento y análisis ambiental, porque permite simular los procesos a distintos niveles de interacción y tiempos. El enfoque ecosistémico se puede definir como una

estrategia para la Gestión Integral de los Recursos Naturales (suelo, agua, biodiversidad) que promueve la conservación y el uso sostenible de una manera equitativa; colocando a la gente como parte de los ecosistemas, pero con poder de decisión en las tareas de gestión y protección ecológica (Guerrero *et al.*, 2006). Derivado de esta nueva concepción en el manejo de los recursos naturales, para el caso específico del agua ha surgido el concepto de la Gestión Integral del Recurso Hídrico (GIRH) y desde los principios del siglo XXI de la Gestión Integral del Agua Urbana (GIAU). El concepto de GIRH es definido como un proceso que promueve el desarrollo coordinado y la gestión de agua, suelo y recursos relacionados para maximizar el resultado económico y el bienestar social de una manera equitativa, sin comprometer la sustentabilidad de ecosistemas vitales (GWP y TAC, 2000).

Considerando que la zona de estudio es un área urbana se piensa pertinente tener en cuenta el concepto de la GIAU en este trabajo. El último se deriva de la GIRH y se fundamenta en la premisa de que los servicios centralizados de agua en una ciudad entran en conflicto con el funcionamiento físico natural del ciclo hidrológico de una cuenca hidrográfica (Mitchell, 2006). Como propuesta de solución a este conflicto la GIAU integra bajo los términos de sustentabilidad a todos los principales servicios del agua en una ciudad: suministro de agua potable, saneamiento y alcantarillado dentro del balance general del agua (Perevochtchikova & Martínez, 2009). El paradigma de la GIAU se concentra básicamente en el manejo del agua por disponibilidad (y no por la demanda), utilización de recursos hídricos en forma alternativa (ecológicamente eficiente) y descentralización del proceso de la administración. Niemczynowicz (1999) observa también que la gestión integral del agua en las zonas urbanas involucra políticas de uso del suelo, planeación del paisaje y de la ciudad,

de ordenamiento territorial, procesos del desarrollo económico, construcción, regulación y legislación, educación, conciencia ciudadana e integración de la sociedad en el manejo participativo del agua.

METODOLOGÍA

Para la realización del trabajo se aplicó el esquema del análisis sistémico el cual abarca una visión más integradora de diferentes factores (tanto físicos, como socio-económicos) que influyen en el proceso de la gestión de agua potable a nivel local, de un municipio. Para tal fin se definieron tres elementos como determinantes para el análisis del funcionamiento del sistema de abastecimiento: a) El entorno geográfico en el que se suscribe el municipio, a nivel regional y local; b) La dinámica demográfica a escala espacial y temporal; y c) La gestión del recurso hídrico a nivel local.

Para el desarrollo de los objetivos de la investigación, se analizaron los tres elementos determinados por medio de combinación de las siguientes etapas:

- Fase documental: donde se elaboraron el marco físico y el marco demográfico con base en una revisión de la bibliografía disponible; se utilizaron mapas con diferente escala y periodo, imágenes satelitales, bases de datos hidrometeorológicos y coberturas de Sistemas de Información Geográfica (SIG); definiéndose una sección hidrogeológica transversal del municipio.
- Trabajo de campo: donde se realizó el reconocimiento visual del área a estudiar a lo largo de la sección antes establecida, en la cual se verificaron distintos elementos del terreno (uso del suelo, vegetación, litología, tipo del suelo, existencia de las fuentes de agua); se realizaron pláticas y entrevistas con informantes clave del municipio.
- Fase de análisis: donde se sistematizó la información disponible, mediante el diseño de una base de datos y apoyo de SIG; se realizó el análisis de interrelaciones.

En particular, el desarrollo de la base de datos - el punto central del trabajo - se realizó en dos etapas: la primera de delimitación y compilación de la información, y la segunda fase que implicó el diseño, la elaboración y manejo de base de datos. El diseño fue con base en el modelo de bases de datos relacionales para determinar la forma de almacenamiento y consulta de la información desplegada de los mapas y planos. Como la información asequible ha sido muy heterogénea en referente a los periodos, escalas y formatos diferentes, de esta manera se logró representar e integrar los datos de los tres elementos en el espacio para poder establecer interrelaciones. Con base en los criterios de representación del modelo Raster se trabajó con los mapas y planos trazando sobre estos una matriz de celdas, a la cual se le

denominó *cuadrícula*, donde cada celdilla conforma una sección del territorio del municipio denominada unidad geográfica. La cuadrícula trazada para cada uno de los planos consta de diez columnas y once filas, que en conjunto consta de 110 celdas de tamaño igual, cubriendo un área de cerca de 8 mil m². El uso de esta cuadrícula resulta útil para manejar mapas editados a distintas escalas y proyecciones, cuya conversión a una escala común en muchos casos es difícil de realizar por cuestiones de tiempo o por el volumen de información manejado. De esta manera la cuadrícula posibilita una homogeneización sencilla de los datos, que pueden ser representados como capas de información espacial en sistemas de información geográfica (SIG), con atributos e indicadores específicos a analizar.

RESULTADOS

Entorno geográfico

En este apartado se analizó el régimen hidrogeológico de la zona de estudio, basándose en la teoría de sistemas de flujo de agua subterránea, desde una perspectiva temporal y espacial, de regional a local (Toth, 1999). Este acercamiento permitió comprender el funcionamiento físico del ciclo hidrológico de manera más integral, abarcando la interrelación entre las aguas superficial y subterránea y muchos otros factores geográficos presentes en la superficie (como vegetación, tipo del suelo, formas de relieve, manantiales, etc.), incluyendo los componentes antrópicos. Se encontró particularmente que la zona de la Sierra de Guadalupe funciona como zona de recarga para los flujos de naturaleza local (agua de calidad semejante a la de lluvia); el escurrimiento superficial de origen pluvial forma un drenaje radial descendiendo de la sierra y se descarga en la planicie urbanizada, generando graves problemas de inundación y azolves de cauces en época de lluvias (véase *Figura 3*). Por otra parte, Ortega & Farvolden (1989) consideran toda el área del antiguo lago de Texcoco, de la que el municipio forma parte, como la principal área de descarga de flujos intermedios del agua subterránea de la Cuenca del Valle de México, lo que sin embargo, ha ido cambiando con el tiempo por la extracción excesiva del agua en la cuenca y, finalmente, desconectando el acuitardo (formado por material aluvial de relleno del antiguo lago) del acuífero somero (Angeles *et al.*, 2008).

Se resalta el hecho de que las fuentes naturales de suministro de agua se limitan a los acuíferos, debido principalmente al desecamiento de los lagos y a la fuerte contaminación de los ríos y arroyos existentes, los cuales sirven de desalojo de aguas residuales del Distrito Federal, por ejemplo El Gran Canal, el Canal de Sales y el Río de los Remedios. Según datos de la CONAGUA (2006), el Río de los Remedios mezcla sus aguas con las del Gran Canal -desagüe de agua residual - en un distribuidor de agua, a partir del

cual, el Gran Canal continúa hacia el norte y el río de los Remedios hacia el oriente (véase *Figura 4*). En realidad estos arroyos intermitentes funcionan como colectores y presentan un alto grado de contaminación debido a que sus aguas fluyen por zonas habitacionales e industriales donde su calidad

se deteriora paulatinamente en virtud de numerosas descargas de aguas residuales que se incorporan en su trayecto. Mazary & Mackay (1993) reportaron la existencia de concentraciones importantes de sustancias tóxicas nocivas, como metales pesados, solventes, ácidos, grasas y aceites, entre otros.

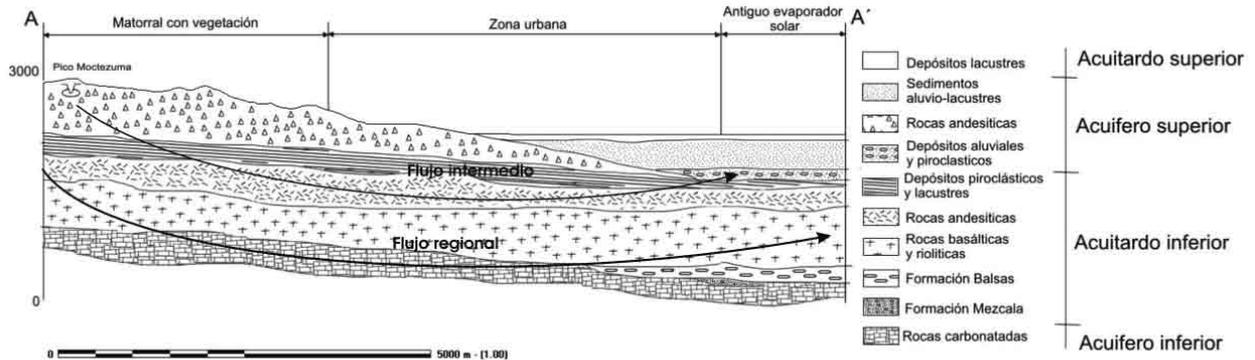


Figura 3. Sección hidrogeológica del municipio de Ecatepec.

El territorio del municipio corresponde en diferente proporción espacial a tres acuíferos: i) de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, ii) de Cuautitlán Pachuca y iii) de Texcoco (véase *Figura 4*). Los tres acuíferos se encuentran bajo un grado muy alto de

presión al recurso hídrico, caracterizado por estado de sobre-explotación de acuerdo con información de la CONAGUA (2006) e INEGI (2007), como se muestra en la *Tabla 1*.

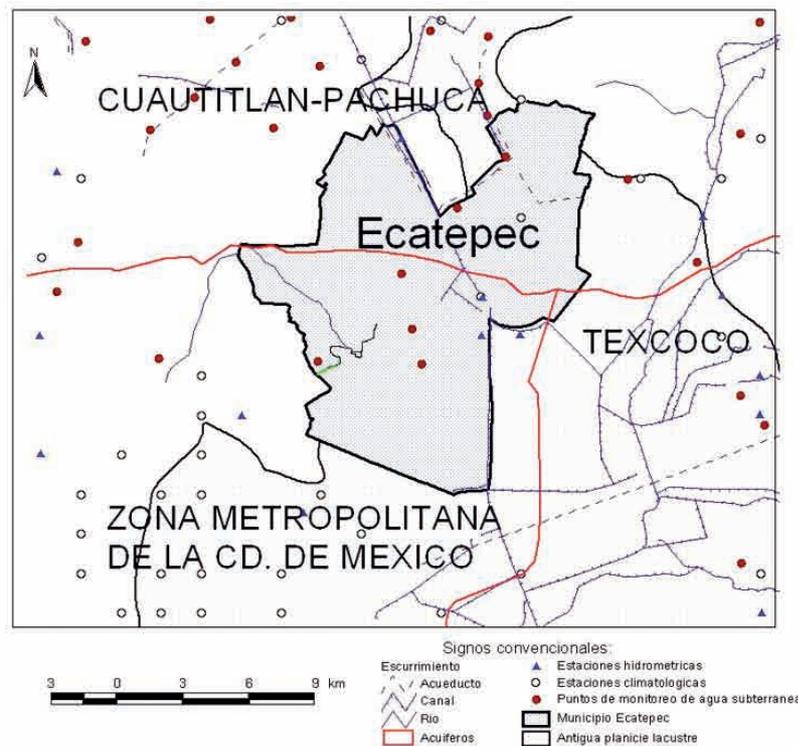


Figura 4. Síntesis de la información hidrológica del municipio de Ecatepec

Tabla 1. Grado de presión de los acuíferos en el Municipio de Ecatepec (Fuente: INEGI, 2007)

Acuífero	Territorio del municipio, %	Recarga, Mm ³ /año	Extracción, Mm ³ /año	Grado de presión, %
ZMCM	65	279	507	180
Cuautitlán Pachuca	32	203	483	238
Texcoco	3	48,6	465	957

Cabe destacar que las características geográficas del territorio de Ecatepec, determinan en mucho la forma de distribución de la población y también de la localización de las fuentes de extracción de agua potable; lo que afecta de manera directa, aunque no exclusiva, la calidad del servicio y en específico la frecuencia con que se recibe el líquido en las diferentes colonias del municipio, observándose los siguientes puntos de interrelación, que se presentan a continuación.

Inclinación del terreno. Comparando la cuadrícula del grado de pendiente del terreno con el promedio de días de suministro del agua potable, se observa que las zonas con mayor inclinación (ubicadas al oeste y noreste del municipio) son las que menos días en promedio reciben el líquido al presentar las mayores dificultades para la introducción de infraestructura hidráulica. También resalta que frecuentemente se trata de colonias de ocupación irregular, cuyo establecimiento se remonta a la invasión de áreas naturales protegidas, que se liga a otro factor importante, la falta de planeación urbana. Por otra parte, al hacer la comparación entre el grado de pendiente con la distribución de la población, se observa que las zonas planas seguidas por semiplanas son las que cuentan con un mayor número de habitantes al ofrecer mayor facilidad en la construcción de la vivienda e implementación de la infraestructura, que luego resulta insuficiente ante la demanda existente del agua que se genera a causa de gran crecimiento poblacional y residencial en el municipio, resultando en un bajo número de días promedio con suministro de agua.

Localización de las fuentes de extracción de agua potable. Tanto para el agua en bloque (fuente externa), como para el agua proveniente de los pozos profundos (fuente interna en su mayoría), la localización de estas fuentes juega papel determinante en la frecuencia con que se suministra el agua a las distintas colonias. En el análisis de la producción de los pozos se observa que la zona norte del municipio cuenta con un volumen de producción (caudal de extracción) de agua más elevado que en otras partes y en consecuencia el número de días promedio al mes de suministro del agua alcanza los 30 días. En contrario de las zonas que no cuentan con el sistema de extracción del agua subterránea por pozos, es donde los días de suministro de agua se reducen considerablemente. En este aspecto se

observa que las zonas altas al fungir como áreas de recarga no cuentan con los cuerpos de agua susceptibles de ser explotados, contrario a las zonas más bajas (zonas de descarga) donde se localizan los pozos más productivos.

Dinámica demográfica

Para analizar la dinámica demográfica, se realizó primero una revisión de la situación a nivel regional, en un plano general e histórico para el territorio de toda la Cuenca del Valle de México y luego se procedió al local, con un análisis más detallado para la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) y el municipio. Este acercamiento permitió identificar los procesos de urbanización que ocasionaron el crecimiento exponencial de la población del municipio, así como su distribución espacial. En particular, el crecimiento demográfico del municipio se puede explicar en relación a dos fenómenos: i) de migración originada en los años cuarenta hacia la Ciudad de México, y ii) la expansión física de la ciudad, donde los asentamientos humanos se iban incorporando al área urbana. Los factores que originaron estos fenómenos son los siguientes.

Disponibilidad de tierras. El municipio de Ecatepec con una superficie de 155 km² representaba en los años setenta el sexto municipio con mayor porción de territorio en la zona metropolitana, que en su gran parte ocupaba la antigua planicie lacustre, ofreciendo ventajas espaciales para el proceso de urbanización que se dio en estas últimas décadas, principalmente porque sus tierras no eran aptas para el cultivo, por lo que no existía una competencia por el uso de suelo (Espinoza, 2005).

Costo de las tierras. El costo de las tierras en el municipio ha sido significativamente más económico con respecto a éste en el Distrito Federal (DF), razón por la cual la población de los estratos más bajos que buscaba una vivienda en/cerca del DF, optaba por irse a Ecatepec. El costo bajo de las tierras en Ecatepec se debe en parte a que en el municipio ha predominado la falta de establecimiento de servicios básicos, como agua y luz; pero sobre todo a la mínima calidad productiva del suelo. Aunando a esto las condiciones del riesgo asumido por las constantes inundaciones en la planicie urbana y derrumbes en las faldas de la Sierra de Guadalupe.

Las vías de comunicación. A lo largo del municipio se construyeron dos vías de comunicación importante, en especial por las cuales se tiene contacto entre el DF y la ciudad de Pachuca, siendo estas vías los principales motores para el establecimiento de la industria y desarrollo urbano, como corredores urbanos. Por ejemplo, a partir de la construcción de la zona industrial de Xalostoc surgieron industrias que se distribuyeron a lo largo de la antigua carretera a Pachuca y de las vías del ferrocarril México-Veracruz, ofreciendo así nuevas oportunidades de trabajo para la población.

La densidad de población es otro factor que determina de manera significativa la calidad del servicio de agua potable. Se observa, por ejemplo, que de las 12 unidades geográficas de la cuadrícula que cuentan con población mayor a 50,000 habitantes, el número de días promedio que reciben el servicio es de 9, y asciende a 17 en las categorías consideradas como de alta, media y baja densidad de población. El hecho que el promedio del suministro no aumente progresivamente a medida que desciende el tamaño de la población por unidad geográfica puede explicarse a partir de que estas unidades geográficas se encuentran en zonas donde la pendiente es muy pronunciada y frecuentemente son lotes que se han urbanizado de manera irregular, por lo que no existe infraestructura hidráulica apropiada.

El sistema de abastecimiento de agua potable

Para analizar el sistema de abastecimiento se realizó una revisión de las fuentes de abastecimiento de agua potable y de las funciones que desempeñan las diversas instituciones relacionadas con la gestión del agua en el municipio. Hay que comentar que, de acuerdo con el artículo 115 de la Constitución Mexicana, la responsabilidad operativa de prestar los servicios de agua potable, alcantarillado, tratamiento y disposición de aguas residuales recae a nivel municipal. Para el caso del municipio de Ecatepec la prestación de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento se realiza a través del Organismo Operador descentralizado de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), denominado como Sistema de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Ecatepec de Morelos (SAPASE), el cual atiende al 92% de la población. El restante 8% es atendido por organismos independientes cuya administración corre a cargo de los pueblos originarios de la zona.

En este trabajo se consideran como fuentes de abastecimiento del agua potable a aquellos cuerpos de agua superficial y/o acuíferos, susceptibles de ser explotados para el consumo humano, y que para el caso del municipio de Ecatepec están conformados por los siguientes elementos: 1) los pozos profundos operados por SAPASE; 2) los acueductos Los Reyes-Ecatepec y el acueducto Chiconautla; y 3) el Sistema Lerma-Cutzamala. Los tres últimos considerados como agua en bloque la cual es administrada por

la CONAGUA, Comisión de Aguas del Estado de México (CAEM) y el Sistema de Agua de la Ciudad de México (SACM), véase *Tabla 2*.

De la *Tabla 2* se observa como fuente principal de abastecimiento a los pozos profundos administrados directamente por el SAPASE, los cuales producen un caudal de 2.889 l/s, mientras que el agua en bloque representa un 34,3% con un caudal de 1.819 l/s. Sin embargo, si se toma en cuenta que del total volumen del agua en bloque sólo 1.003 l/s son aportados por el Sistema Lerma-Cutzamala, el volumen de agua que proviene de localidades externas al municipio disminuye a un 15,4% del total, ya que el Ramal Los Reyes-Ecatepec y el Acueducto Chiconautla obtienen el agua de los pozos ubicados en el mismo municipio.

A pesar de que no pudo obtenerse información abundante respecto al estado de la infraestructura hidráulica, se observó, que por la red existente se tiene una relación proporcional entre el estado de la infraestructura hidráulica y la frecuencia en el suministro de agua potable, como un elemento que también ha determinado de manera importante la eficiencia en el suministro del agua a la población. De acuerdo con SAPASE (2007a), el municipio cuenta con un red primaria de 2,5 km y secundaria de 2,5 km, la mayor parte de la cual se localiza en la llamada Zona Quinta del Municipio, - la zona más grande y poblada de Ecatepec. Sin embargo, esta infraestructura se encuentra en muy mal estado físico, debido a que fue construida con materiales que no resisten los efectos de la compactación y del hundimiento del suelo relacionado con la extracción excesiva del agua subterránea, fenómeno muy común en la región. Por otro lado, cuando se introdujo la red de agua potable, no se tenía contemplado un número tan grande de conexiones y el diámetro de la tubería que se utilizó en el momento de construcción, ahora resulta insuficiente para la demanda del agua actual.

Uso de indicadores

Una vez estudiados los elementos determinados de manera sectorial, el siguiente paso consistió en el análisis integral de éstos mediante el uso de indicadores de gestión del agua. Se recurrió a estos indicadores con el propósito de: a) simplificar y sintetizar propiedades observadas importantes; b) permitir visualizar espacial y temporalmente fenómenos de interés; c) cuantificar y comunicar de manera simplificada la información relevante (Gallopín, 1997).

Los indicadores utilizados sirven como pautas de evaluación y tienen en base los definidos por la **International Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities (IBNET, 2004)** que analiza los temas relacionados con el desempeño operativo y financiero de las organizaciones responsables de gestión.

**Tabla 2. Fuentes de abastecimiento de agua potable de Ecatepec
(Fuentes: SAPASE, 2007a y CONAGUA, 2005)**

Fuente	Organismo que administra el agua	Infraestructura	Caudal suministrado		
			l/s	%	Suma, %
INTERNA	SAPASE	Pozos profundos	2.889,00	54,40%	65.70%
	Organismos Independientes	Pozos profundos	600,00	11,30%	
EXTERNA	CAEM, CONAGUA	Sistema Lerma-Cutzamala	1.003,40	18,90%	34.30%
	SACM	Acueducto Chiconautla	619,20	11,70%	
	CAEM	Ramal Los Reyes-Ecatepec	196,40	3,70%	
Total			5.308,00	100%	100%

En tanto que para los indicadores relativos a la sustentabilidad del manejo del recurso hídrico se consideraron algunos establecidos por Morrison *et al.* (2001). En la *Tabla 3* se presentan los indicadores analizados. Cabe mencionar que estos indicadores no forman parte del listado completo propuesto por la IBNET, ni por Morrison *et al.* (2001), sino únicamente

se eligieron aquellos de los que se obtuvo información suficiente. A partir del análisis de estos indicadores se puede contar con un panorama más integral sobre la eficiencia operativa del sistema de abastecimiento al medirse elementos clave en el funcionamiento del sistema, como son la cobertura de agua, el volumen de agua asignado en promedio por habitante, las pérdidas por fugas y el volumen de agua importada.

Tabla 3. Indicadores analizados (Fuentes: INEGI, 2000; SAPASE, 2007a, 2007b).

Indicador	Unidad	Valores	Concepto	Año
a) Cobertura de agua potable	Número de viviendas con servicio de agua potable, % del total	95,55%	Viviendas con acceso al servicio de agua potable (con conexión directa o con acceso a un puesto público de agua)	2000
b) Dotación promedio por habitante	Litros/ persona/ día	226,81 l/per/ día	Volumen promedio de agua suministrada para uso doméstico por persona al año	2007
c) Calidad del servicio	% de conexiones	9,59%	Porcentaje de reclamos del total de conexiones registradas	2007
d) Quejas en el servicio de agua potable	Reclamos al año	33.448	Número de quejas recibidas anualmente	2007
e) Pérdidas por fugas	% del total	40%	Porcentaje estimado del volumen de agua que se pierde por fugas	2007
f) Volumen de agua importada	% de agua importada	18,90%	Porcentaje del volumen del agua total que proviene de fuentes externas	2007

De la *Tabla 3* se observa que al parecer en general, la cobertura del agua potable es buena, con instalaciones de infraestructura en más del 96% de las viviendas. El volumen disponible promedio es aceptable con más de 200 litros por persona al día y un porcentaje relativamente bajo de reclamos respecto al número total de usuarios registrados. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que, como lo indica en su trabajo Bertrand-Krajewsky *et al.* (2000),

existe la posibilidad de tomar decisiones basadas en información muy limitada o no representativa dado que, por ejemplo para el caso de los indicadores de porcentaje de pérdidas por fugas - son producto de estimaciones más que de mediciones precisas. En este punto cabe destacar que se identificaron algunas de las restricciones determinadas por la UNEP (1999) en la evaluación de indicadores: limitaciones en los recursos, personal y equipo;

falta de sistemas de compilación; falta de datos básicos o de estadísticas en términos de calidad y cantidad; diferentes/imprecisas definiciones de los parámetros medidos que conllevan el riesgo de una mala interpretación; llenado de vacíos usando varias estimaciones en lugar de datos reales que originan errores en la interpretación. Estas limitantes reducen de manera considerable la capacidad de evaluación del estado la gestión del agua, así como de la eficiencia operativa de los organismos operadores.

Con base en el análisis de las cuadrículas se determinó la frecuencia en la distribución de agua potable en el municipio como criterio de evaluación de la eficiencia del sistema de abastecimiento de agua potable. Al respecto se pudo observar un elevado número de habitantes que viven bajo las condiciones de estrés hídrico: más de la mitad de la población cuenta con el suministro que fluctúa entre 0 y 10 días al mes; 25% con 11-20 días del servicio y sólo 22% con buen servicio de 21 a 30 días. Además, se demuestra que la conjunción de los factores seleccionados tiene una influencia y relación decisiva en la eficiencia del sistema de abastecimiento de agua potable, siendo los más importantes las características físicas, el tamaño de la población y el estado actual de la infraestructura hidráulica. Como resultado de estos factores, también se observa la existencia de múltiples y variados problemas ambientales y socio-económicos a los que se enfrenta la población de Ecatepec; Ejemplo de estos problemas es la sobrecarga de las infraestructuras de agua y saneamiento, la sobreexplotación de acuíferos, y el descenso en los niveles de agua. El deterioro del abastecimiento de agua y saneamiento ha llevado a un empeoramiento progresivo en las condiciones de vida de la población, restricciones de agua, contaminación y deficientes condiciones sanitarias de agua.

CONCLUSIONES

Con la información recopilada de los tres elementos de estudio se logró sintetizar las características de cada uno de ellos de tal manera que se pudo contar con una visión integrada de la problemática de la gestión del agua a nivel local, del municipio de Ecatepec. Del análisis de estos elementos se puede concluir que las características físicas del terreno, la densidad de la población y la infraestructura hidráulica existente son los elementos que determinan de manera importante la calidad y cantidad del servicio de agua potable proporcionado a la población. Sin embargo, la variedad y magnitud de los problemas a los que actualmente se enfrenta el sistema de abastecimiento de agua potable en el municipio se debe principalmente a la falta de organización y planeación adecuada, a la constante irregularidad en la gestión de los recursos financieros, donde la práctica constante ha sido la puesta en marcha de proyectos estructurales (de construcción) que resuelven únicamente los problemas inmediatos

sin una visión a largo plazo de las necesidades de la población y que garanticen la autosuficiencia en términos de abastecimiento de agua,

La disponibilidad del recurso en el municipio se encuentra en un estado de continua disminución y deterioro, extremadamente vulnerable a los procesos de extracción excesiva y contaminación del agua. Dentro del organismo operador SAPASE es evidente la falta de sistematización de la información producida, lo que no permite conocer aspectos fundamentales del funcionamiento operativo y financiero del organismo y mucho menos conocer el comportamiento de los cuerpos de agua explotados. Lograr que el sistema de abastecimiento de agua potable, salga de la ineficiencia económica, operativa y ambiental, sólo puede ser afrontado mediante el entendimiento de la complejidad con la que se vive. Por otra parte se hace evidente la falta de programas encaminados a una necesaria y urgente disminución del desperdicio de agua. Se percibe una actitud general de agotar las fuentes de agua para después buscar nuevas opciones, antes que procurar la explotación y el uso sustentable, todo esto producto de la política hídrica implementada hasta la actualidad dirigida a la satisfacción de la creciente demanda de agua.

La base de datos desarrollada representa una herramienta que puede ser utilizada en el proceso de la gestión del recurso hídrico en un área urbana, demostrando que facilita la comprensión de un sistema complejo, como lo es el sistema de abastecimiento de agua potable y visualizando relaciones entre los diferentes elementos que lo conforman. Permite identificar los problemas, las características más relevantes de cada zona del municipio y generar los escenarios de cambio, posibilitando de esta forma proponer estrategias acorde con las necesidades locales. Se reconoce que la base de datos es limitada en cuanto al volumen de información (por la falta de datos y/o acceso a éstos dentro del organismo operador); sin embargo, se tiene la certeza en que el valor de la investigación realizada radica en un precedente del análisis sistémico del sistema de abastecimiento de agua potable con la presentación de los resultados en forma visual bastante sencilla, utilizando el Sistema de Información Geográfica. Lo que en caso de ser adoptado y aplicado a nivel operativo en municipios, puede servir como herramienta práctica accesible, auxiliando el proceso de la planeación y toma de decisiones en materia hídrica.

REFERENCIAS

- Andrade Pérez, A. 2004. Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico. PNUMA, México, 108 p.
- Ángeles Serrano G., Perevochtchikova, M. & Carrillo Rivera, J.J. 2008. Posibles controles hidrogeológicos de impacto ambiental por la extracción de agua subterránea en Xochimilco, México. *Journal of Latin American Geography* Vol 7, n°1, pp. 39-56.

- Bertrand-Krajewski, J.L., Barraud, S. & Chocat, B. 2000. Need for improved methodologies and measurements for sustainable management of urban water system. *Environmental Impact Assessment Review*, Vol 20, pp. 323-331.
- CONAGUA. 2005. Estadísticas del Agua 2005 de la Región XIII, Aguas del Valle de México y Sistema Cutzamala. Comisión Nacional del Agua, México, 104p.
- CONAGUA. 2006. Estadísticas del agua en México, 2006. Comisión Nacional del Agua, México, 198p.
- CONAGUA. 2008. Estadísticas del agua en México, Edición 2008. Conagua, México, 228p.
- Espinosa, M. 2005. Viejas y nuevas geografías en el ex-vaso de Texcoco, México. *Investigaciones Geográficas*, Vol 57, pp. 95 -113.
- Gallopín, J.C. 1997. Indicators and their use: Information for decision making, pp. 13-27.
- In Moldan B. and S. Billharz (eds.). *Sustainable Indicators*. John Riley & Sons, Chichester, England.
- García, R. 2006. *Sistemas complejos: Conceptos, método y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. Gedisa, Barcelona España, 200 p.
- Guerrero, E., De Keizer, O. & Córdoba, R. 2006. La aplicación del enfoque ecosistémico en la gestión de los recursos hídricos. UICN, Quito, Ecuador, 78 p.
- Global Water Partnership y Technical Advisory Committee (GWP y TAC). 2000. *Manejo integrado de recursos hídricos*. Global Water Partnership, Estocolmo Suecia, 80 p.
- Internacional Benchmarking Network (IBNET), 2004. IBNET Indicator Definitions. 13/11/2007. http://www.ib-net.org/en/texts.php?folder_id=117&mat_id=97&L=1&S=3&ss=4
- INEGI. 2000. *Síntesis Geográfica del Estado de México*. INEGI, México.
- INEGI. 2005. *Conteo de población y vivienda 2005*. INEGI, México.
- INEGI. 2005a. *Cuaderno estadístico municipal de Ecatepec*. INEGI, México.
- INEGI. 2007. *Carta hidrológica de aguas superficiales y subterráneas*. E14-2, Ciudad de México, escala 1:250,000, formato digital.
- Mazari, M. & Mackay, D.M. 1993. Potential for groundwater contamination in Mexico City. *Environmental Science Technology*, Vol 27, pp. 794-802.
- Mitchell, V.G. 2006. Applying Integrated Urban Water Management Concepts: A Review of Australian Experience. *Environmental Management*, Vol 37 (5), pp. 589-605.
- Morrison, G., Fatoki, O., Zinn, E. & Jacobson, D. 2001. Sustainable development indicators for urban water systems: A case study evaluation of King Williams Town, South Africa, and the applied indicators. *Water SA*, Vol 27 (2), pp. 219-232.
- Niemczynowicz, J. 1999. Urban hydrology and water management: present and future challenges. *Urban Water*, Vol. 1, pp. 1-14.
- Núñez, C., Rodríguez, J.L., Rodríguez, R., Vallejo, V. & Ortega, L. 1988. Municipio de Ecatepec de Morelos. En *Atlas de la ciudad de México*, Ed. Plaza y Valdés, México, 424 p.
- Ortega, A. & Farvolden, R.. 1989. Computer analysis of regional groundwater flow and boundary conditions in the basin of Mexico. *Journal of Hydrology*, Vol 110, pp. 271-294.
- Olvera, J.M. 2002. Algunas consideraciones sobre crecimiento urbano y dominio pleno de parcelas ejidales en la región Valle de Cuautitlán, Estado de México. *Estudios Agrarios*, Vol 8 (21), pp. 182 -210.
- ONU & WWAP. 2003. *1er Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos. El mundo: agua para todos, agua para la vida*. París, Nueva York y Oxford. UNESCO y Berghahn Books.
- Perevochtchikova, M. en prensa. La problemática del agua en México: revisión de la situación actual en una perspectiva ambiental. *Medio Ambiente Hoy. El Colegio de México*, México.
- Perevochtchikova, M. & Martínez., S.. 2009. Integrated urban water management: concepts, tools and applications. *Environmental quality in the large cities and industrial zones: problems and management*. RSHU, Russia.
- Tóth, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology Journal*, Vol 7(1), pp. 1-14.
- SAPASE. 2007a. OFICIO, DG/GOM/OF, 1199/07. Información referente a la Infraestructura en operación de SAPASE, Fuentes de abastecimiento de agua, Localización de los pozos administrados por SAPASE, Documento interno SAPASE.
- SAPASE. 2007b. OFICIO, DG/GOM/OF.1627/07. Información referente al volumen de aportación de las fuentes de abastecimiento de agua, Colonias abastecidas mediante pipas, Colonias sin suministro de agua y relación de sistemas independientes, Documento interno SAPASE.
- Tiburcio, A. 2008. Análisis integral del sistema de abastecimiento de agua potable en el municipio de Ecatepec. Tesis de Maestría, CIEMAD-IPN, Ciudad de México, 225 p.
- UNEP. 1999. *Global Environmental Outlook 2000*. United Nations Environment Program, London, Earthscan Publications, 398p.

CAPTACIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA POR DRENES HORIZONTALES EN PEQUEÑAS ISLAS. UNA CONTRIBUCIÓN A GRAPHIC.

GROUNDWATER EXPLOITATION IN SMALL ISLANDS BY HORIZONTAL DRAINS. A CONTRIBUTION TO GRAPHIC

Dr. Armando O. Hernández Valdés

Resumen

En el trabajo se realiza una valoración de los diferentes tipos de obra de captación de las aguas subterráneas utilizadas en las zonas costeras y en particular en las pequeñas islas, donde se manifiesta el fenómeno conocido por intrusión salina. Se describe la situación que se presenta en algunos cayos que utilizan las trincheras como obra de captación, señalándose algunos inconvenientes que se presentan en estas cuando pueden ser invadidas por penetraciones del mar asociadas a intensos huracanes.

Se insiste en no utilizar pozos de bombeo aunque sean someros, por los conos de intrusión asociados a los mismos y se recomienda sustituir las trincheras abiertas por drenes horizontales con sistemas de control de niveles y de calidad del agua en los colectores desde donde se bombearía el agua como si fueran depósitos de almacenamiento y regulación., al mismo tiempo se reducen las pérdidas por evaporación directa desde las trincheras, las afectaciones ambientales, la contaminación directa por el arrastre de sólidos y disminuyen las posibilidades de las penetraciones del mar en los sistemas de captación.

Se realiza la validación del software AQÜIMPE para modelar los drenes horizontales en su comparación con expresiones analíticas de trincheras de penetración parcial, una de ellas deducida en el propio trabajo, considerando la validez de las hipótesis de Ghyben-Herzberg al utilizar un modelo de interfaz abrupta.

Se enfatiza en que no es suficiente para lograr la sostenibilidad de las aguas subterráneas en las pequeñas islas las modificaciones a los sistemas de captación, sino que es necesario incluir tecnologías que mejoren la adquisición de datos, conocimiento del sistema acuífero y la modelación matemática en el diseño, operación y optimización de la explotación de estos recursos.

Este trabajo se propone como una contribución al proyecto GRAPHIC de la UNESCO, atendiendo a la vulnerabilidad que presentan las pequeñas islas a los efectos del cambio climático en cuanto a los incrementos en las frecuencias de los eventos extremos en las manifestaciones de grandes periodos de sequías que reducen las recargas de las aguas subterráneas y por lo tanto los espesores de los lentes de agua dulce disponibles para la explotación, los intensos huracanes afectando los sistemas de captación y por otro lado los pronósticos a largo plazo de las sobre-elevaciones del nivel del mar y los incrementos en las demandas debido al desarrollo poblacional.

Palabras Clave: Drenes horizontales, intrusión salina, pequeñas islas, cambio climático, modelación.

Abstract

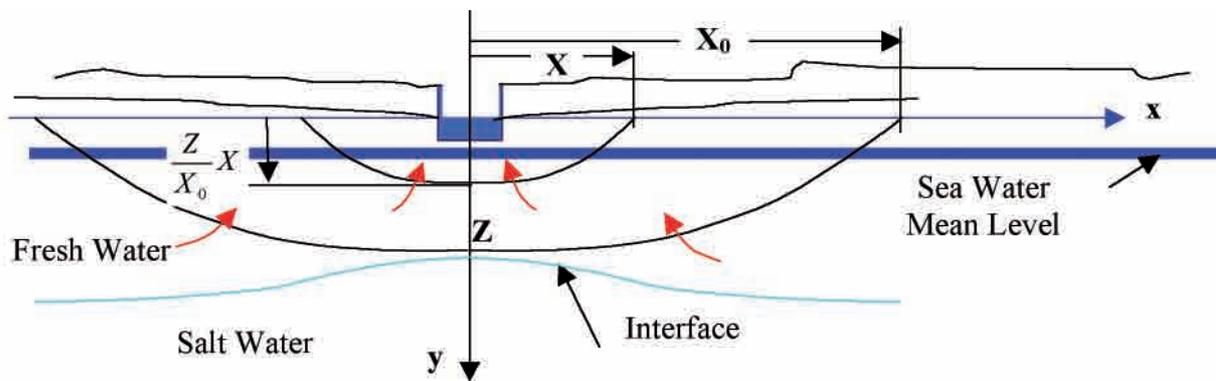
In this work, an analysis is carried out for different types of groundwater exploitation systems used in coastal areas and in particular in small islands, where the well-known phenomenon is manifested by seawater intrusion. In many cases as Cayo Largo del Sur in Cuba and Andros key in Bahamas, which use open trenches for groundwater supply, some inconveniences are encountered when these trenches can be invaded by penetrations of the sea water associated with intense hurricanes due to storm surges.

It is insisted not to use pumping wells although they are shallow, because of intrusion cones associated with the same ones. It is also recommended to substitute the trenches opened up by horizontal drains- as those proposed by Hernández A. O. (2008),- with systems of levels control and water quality in the collectors from where the water would be pumped as if they were storage deposits and regulation. At the same time, it will decrease the losses for direct evaporation from the trenches, the environmental impact, the direct contamination for the haulage of solids and it will also diminish the possibilities of the penetrations of the sea water in the reservoirs' systems.

The objective of this work is to carry out the validation of the software AQÜIMPE to model the horizontal drains in comparison with analytic expressions of partial penetration trenches. One of these analytical expressions deduced in the own work, considering the validity of the hypotheses from Ghyben-Herzberg when using a model of sharp interface.

With the objective to validate the possible utilization of the AQÜIMPE program, Hernández Valdés A. O. et al. (2001), and their version in Windows system (WinAQE), to simulate the Andros's case within the UNESCO GRAPHIC project, a numerical model of a trench or its equivalent as horizontal drain is performed, and it was then compared with an analytic solution developed by the own author, considering the effect of the change of the interface according to the following

¹ Centro de Investigaciones Hidráulicas. CUJAE. Calle 114, No. 11901 e/ 119 y 127 Marianao. Ciudad de la Habana. Cuba.
e-mail: ahernandez@cih.cujae.edu.cu



hypotheses and calculation outline.

Considering that the traverse surfaces to the flow follow the form of a parabolic cylinder with vertex in the vertical axis. The longitude of the traverse parabolic arch to the flow for each distance X would be:

$$S = \left[\frac{2\beta}{\alpha} + \frac{\alpha}{4} \log\left(\frac{\beta+1}{\beta-1}\right) \right] X \quad \text{where; } \alpha = \frac{X_0}{Z} \text{ y } \beta = \sqrt{1 + \frac{\alpha^2}{4}}$$

For the modeling case $X_0 = 200\text{m}$, $Z=20\text{m}$, for that; $\alpha=10$ and $\beta=5.099$, therefore $S = 1.45125 \cdot X$

Applying the law of Darcy, the equation of continuity and integrating results in the following equation:

$$h_2 - h_1 = \frac{q}{1.45125 \cdot K_D} \ln\left(\frac{X_2}{X_1}\right)$$

In the numerical simulation case: $K_D=50 \text{ m/d}$ and a flow $q = 4 \text{ m}^3/\text{d/m}$,

For a trench of 0,5 m of width and of same depth of water, the wet perimeter would be, 1,5 m. For which corresponding X_1 , that generates same traverse surface to the flow would be of 1,0336m.

For $X_2=200\text{m}$, $X_1=1,0336$, $h_1=0$, the h_2 value would be of 0,29m, similar to the one obtained by the simulation of 0,3 m.

If the trench is evaluated with the formula Numerov for partially penetrating trenches, Aravin, V.I. and Numerov, S.N. 1965, the value that would be obtained for the descent level in the trench would be $S_0 = 0,287 \text{ m}$, equivalent value to the obtained by the author formula.

It is emphasized that it is not enough to achieve the sustainability of the groundwater in the small islands via the modifications to the exploitation systems, but rather it is necessary to include technologies that improve the acquisition of data, knowledge of the aquifer system and the mathematical modeling in the design, operation and optimization of the exploitation of these resources.

This work is proposed as a contribution to the UNESCO GRAPHIC project, considering the effects of the climate change on the vulnerability of the small islands. The Climate Change will increase the frequency of occurrence of the extreme events as long period of droughts which reduce the recharge of the groundwater and hence lower of the available fresh water table. On the other hand, the intense hurricanes affect the water intake systems and also the long term forecasts of the high sea level and the demand increments which are due to the population development.

Key words Horizontal Drains, seawater intrusion, small islands, climatic change, modeling.

INTRODUCCIÓN

En las llanuras carstificadas colindantes con el mar se encuentran los principales recursos de aguas subterráneas de Cuba. Casi todas estas cuencas están comunicadas con el mar tanto superficial como subterráneamente. Las aguas dulces de estas cuencas se vierten en los pantanos costeros y en manantiales situados en la plataforma insular. Pero el hecho mismo de estar comunicadas directamente con el mar implica también que las aguas dulces están en contacto con las aguas marinas.

Obviamente, la explotación de las aguas dulces subterráneas tiende a incrementar el avance de la cuña salina y puede provocar la salinización de las

aguas subterráneas del acuífero, debido al efecto de mezcla que se produce entre las aguas de mayor salinidad provenientes del mar y las aguas de menor concentración de sales del acuífero. La salinización se convierte entonces en un problema de calidad del agua y por ello, en una restricción de la capacidad de los acuíferos de satisfacer la demanda de agua potable. Sobre todo, si se tiene en cuenta que la descontaminación de los acuíferos salinizados puede tardar decenas de años.

El agua dulce de menor densidad y la salada de mayor densidad en un acuífero costero están separadas por una zona conocida como interfaz, siendo una zona de transición entre ambos tipos de agua donde ocurre una mezcla entre ambas, por lo

que también se le denomina zona de dispersión. Esta zona de transición se caracteriza fundamentalmente por las concentraciones de las sales totales disueltas que varían en un rango de 1000 mg/l a 35000 mg/l o por las concentraciones de los cloruros como ión predominante del agua salada ya anteriormente expuesto y que varían de 250 mg/l a 19000 mg/l. Dentro de la zona de transición, el agua dulce que fluye hacia el mar se mezcla con el agua salada por procesos de dispersión y difusión molecular, fenómenos que dependen de las condiciones hidrodinámicas del flujo subterráneo en gran medida definidas por diferentes acciones sobre el sistema, por las propiedades geométricas e hidrogeológicas del acuífero, su heterogeneidad y anisotropía, así como de las estructuras geológicas confinantes, Barlow P.M. (2003). Las acciones son fuerzas dinámicas que

operan en escalas de tiempo de diferente magnitud, como son las fluctuaciones diarias producto de las mareas, estacionales con los mecanismos de la recarga en dependencia del comportamiento de las lluvias anuales o hiperanuales, ascensos y descensos catastróficos debidos a la presencia de eventos extremos como huracanes y por acciones antrópicas causadas por los mecanismos de explotación o recarga artificial del acuífero.

La intrusión salina, no es más que un equilibrio que se genera de forma natural entre el agua dulce y el agua salada en los acuíferos costeros abiertos y que está en función del caudal vertido hacia el mar. Al disminuir este flujo por la explotación, se producirá un desplazamiento de la interfaz agua dulce – agua salada que tratará de alcanzar un nuevo estado de

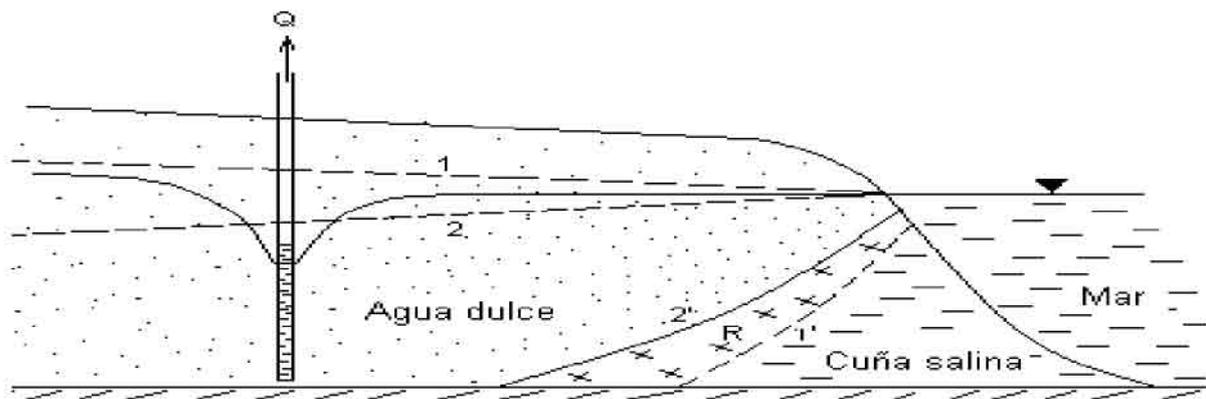


Figura 1. Estados de equilibrio y zona de transición en acuíferos costeros

equilibrio, incrementándose de igual modo la intrusión del agua de mar, ver Figura 1.

Es importante destacar, que las grandes diferencias entre los niveles estáticos y dinámicos, producidos por los pozos de bombeo (necesariamente de penetraciones parciales por lo que se originan mayores descensos), causa un anormal y rápido crecimiento de la superficie de contacto entre las aguas dulces y las saladas, provocando que altas concentraciones de cloruros permanezcan durante mucho tiempo en las aguas anteriormente dulces (conos de intrusión), antes de regresar a las condiciones naturales originales. La ruptura periódica producto del bombeo, de las características del balance de la salinidad de las aguas subterráneas, sin un adecuado control, lleva a un deterioro acelerado de su calidad hasta convertirse en un problema irreparable a corto plazo. La variante de utilizar la combinación de pozos que de forma simultánea estén bombeando por debajo de la interfaz y en el lente de agua dulce (scavenger wells), como se propone por Zack A. and Ronneberg E., 2003, no se considera que sea tan económico como utilizar drenes horizontales y tiene el inconveniente de que una inadecuada operación del sistema pueda causar graves consecuencias atendiendo a que el medio no es homogéneo y que las tecnologías para el control de caudales, niveles y calidad del agua no son siempre disponibles para los pequeños países

insulares en desarrollo, (Small Islands Development System, SIDS).

Aunque los pozos constituyen la principal obra de captación vertical de las aguas subterráneas, en las llanuras costeras y en los cayos donde las cotas del terreno están relativamente cercanas al nivel del mar, no resultan ser las más aconsejables para la extracción de agua dulce, por lo que es recomendable utilizar las obras de captación horizontal (las mayormente empleadas son las trincheras), de notable interés no sólo para el país sino también para el Caribe. Estas también se ven amenazadas por las consecuencias de fenómeno de la intrusión salina e intensificadas además por los ciclones y tormentas tropicales, (López Infante, E.D., 2002 y 2004; Bowleg, J.A. 2004).

Es importante seguir algunas recomendaciones en la selección de las obras de captación, ya que por ejemplo, en las zonas costeras y cayos, donde el nivel freático se encuentra a poca profundidad, las obras de captación horizontal, como trincheras y drenes horizontales, garantizan no sobrepasar durante el bombeo niveles ya prefijados por el fondo de la propia trinchera. No obstante, hay que considerar los problemas ambientales y posibles afectaciones que dicha obra puede tener ante eventos extremos ocasionados por tormentas tropicales, como los

casos ya referidos de Andros, Bowleg II J.A.,(2004) y Cayo Largo del Sur, López Infante, E.D.(2004).

Con el objetivo de evaluar las mejores obras de captación en situaciones como las anteriormente descritas Tarbox D. L. and Hutchings W. C. (2008) realizaron experimentos numéricos que demuestran que en lugar de utilizar pozos de mayor profundidad y caudal de bombeo, sugieren utilizar múltiples pozos someros con pequeños caudales de bombeo, como los realizados en Cayo Coco, Rodríguez V. 1989, las trincheras como las ya antes mencionadas o drenes próximos al nivel freático y de gran longitud que regulen los abatimientos y permita la rápida recuperación del sistema al cesar el bombeo, como la propuesta realizada por el autor en la reunión de Nassau, Hernández A. O., (2008).

Las trincheras de penetración superficial se utilizan en acuíferos libres, cuyo nivel freático está muy cercano a la superficie del terreno natural y donde el espesor de agua dulce por encima del nivel del mar en condiciones naturales es relativamente pequeño, por lo que para el régimen de explotación de las mismas se pueden seguir dos criterios: uno que considere la influencia del gradiente natural de acuerdo a Pérez D., (1986) y otro que suponga que la zona de captación está suficientemente alejada de la costa que permita considerar que tanto la superficie freática como la interfaz son líneas horizontales de acuerdo a Tarbox D. L. and Hutchings W. C. (2008), en ambos casos se supone que existe un equilibrio hidrostático entre el agua dulce de menor densidad y el agua salada subyacente de acuerdo a la ley de Ghyben-Herzberg, lo que se considera como un modelo de interfaz abrupta.

El objetivo del presente trabajo es demostrar que el software AQUIMPE puede ser utilizado en el manejo de la explotación de acuíferos costeros mediante trincheras y que estas deben ser sustituidas por drenes horizontales en las pequeñas islas amenazadas por intensos huracanes.

OBSERVACIONES SOBRE LAS TRINCHERAS REALIZADAS EN ALGUNOS CAYOS.

Caso North Andros Wellfield , Bahamas

En la Figura 3 e indicado con el número (1) aparece la ubicación geográfica de North Andros, perteneciente a las Bahamas. De acuerdo al reporte de Bowleg II J.A., (2004), las características del sistema de trincheras de captación se muestra en la Figura 2, resumiéndose de la forma siguiente:

- Consta de aproximadamente 33000 metros de trincheras abiertas y un total de 27 colectores de concreto prefabricados que conectan las trincheras mediante conductos circulares.
- Cada trinchera tiene 305m de longitud y 90cm de ancho y un máximo de 3 metros de profundidad, la profundidad del agua en la

trinchera oscila de 1,5m a 2,4m (desde el nivel del agua en la trinchera hasta su fondo).

- Cada colector tiene 1,2 metros de diámetro y entre 2,4m y 4,2 de profundidad.

Problemas con las trincheras de Andros.

- Considerando una lámina de evaporación desde superficies libres de 5mm/d, desde las trincheras se evaporan diariamente aproximadamente 2 lps (0.9*33000*0.005)
- Durante los huracanes las olas de tormenta pueden llegar directamente a la trinchera contaminándola, dada la cercanía a la costa y las cotas del terreno inferiores a los 5 metros por lo que la inutiliza por gran cantidad de tiempo.
- Desde la superficie se produce arrastre de sedimentos hacia las trincheras, producto de la lluvia, materia orgánica de hojas de árboles y yerbas que crecen en sus bordes.
- Es posible el desarrollo de plagas como las producidas por el mosquito Aedes Aegypti.
- No hay un sistema de control, con medidores de nivel y calidad del agua, que indique en cada momento de que trinchera se puede bombear y durante que tiempo.
- Las trincheras están en forma cruciforme, por lo que no se aprovecha el sentido del flujo de descarga hacia el mar, debiendo estar perpendicular a este.
- Crecimiento de algas en las paredes de las trincheras reducen los aportes laterales e incrementan los flujos verticales favoreciendo los conos de intrusión.
- Los aerosoles pueden incrementar la salinidad del agua en las trincheras de forma directa.
- No existe una evaluación de rigor científico que permita operar adecuadamente el sistema.
- Al bombearse desde los colectores, sin impermeabilización en su fondo, se pueden inducir conos de intrusión que facilitan la salinización del agua en las trincheras.

Caso cayo Largo del Sur.

De acuerdo a López E. (2004), Cayo Largo del Sur, indicado con el número (2) en la Figura 3, tiene una longitud de 25 Km., y un ancho que varía desde 0,5 Km. en las partes estrechas hasta 3,5 Km. en las partes anchas, lo que representa un área total es de 37,5 km².

Las aguas subterráneas aprovechables se encuentran en las rocas de composición oolítica con un espesor que varía entre 10 y 13 m, las que ocupan más del 80 % del territorio del cayo, al igual que en Andros, las aguas dulces forman un lente, el que yace en equilibrio con las aguas saladas del mar y por de bajo de ellas se encuentran las formaciones cársicas

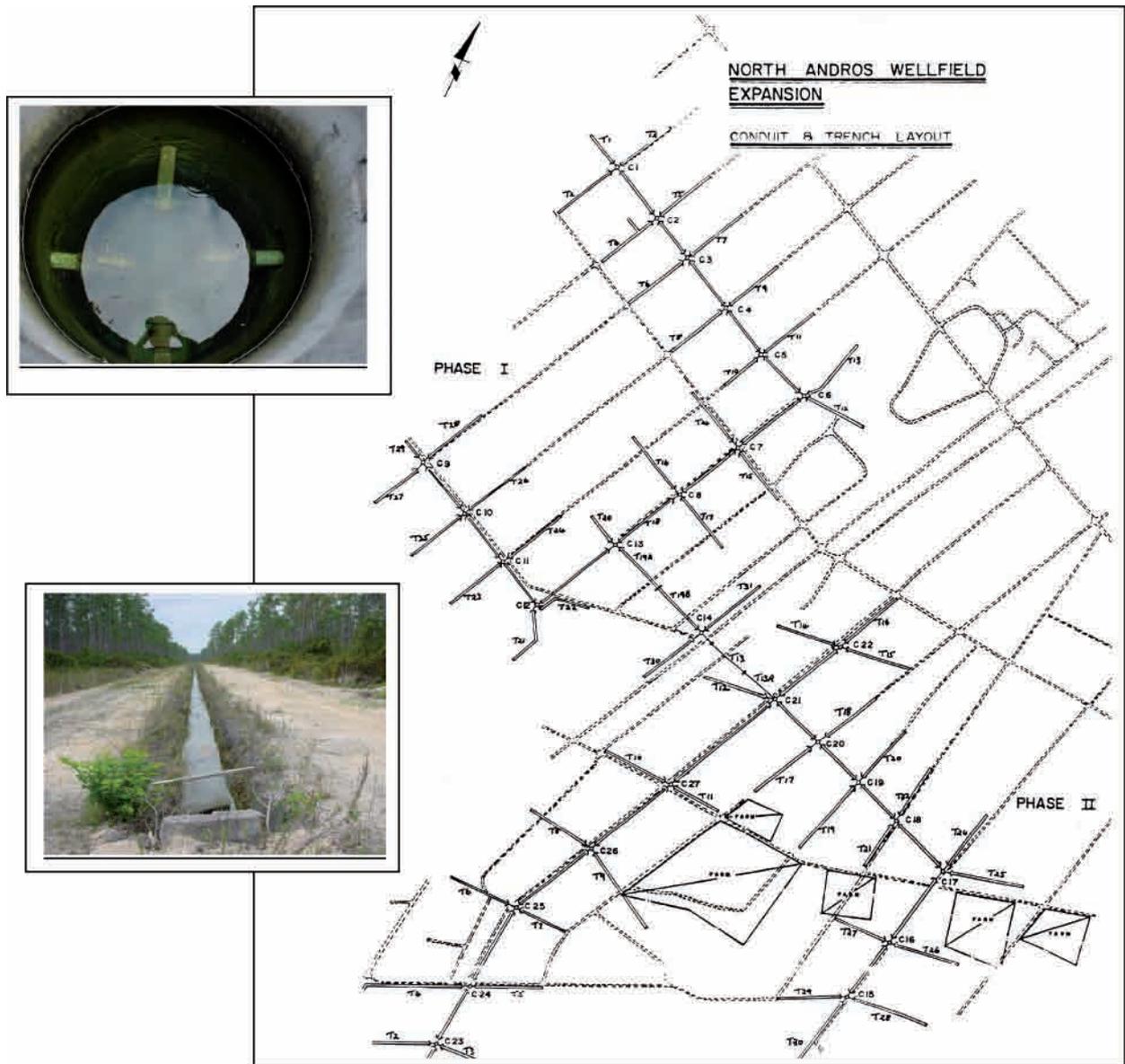


Figura 2. Características de las trincheras y colectores de las trincheras de Andros



Figura 3 Ubicación geográfica de North Andros (1), Cayo Largo (2) y Cayo Coco (3)

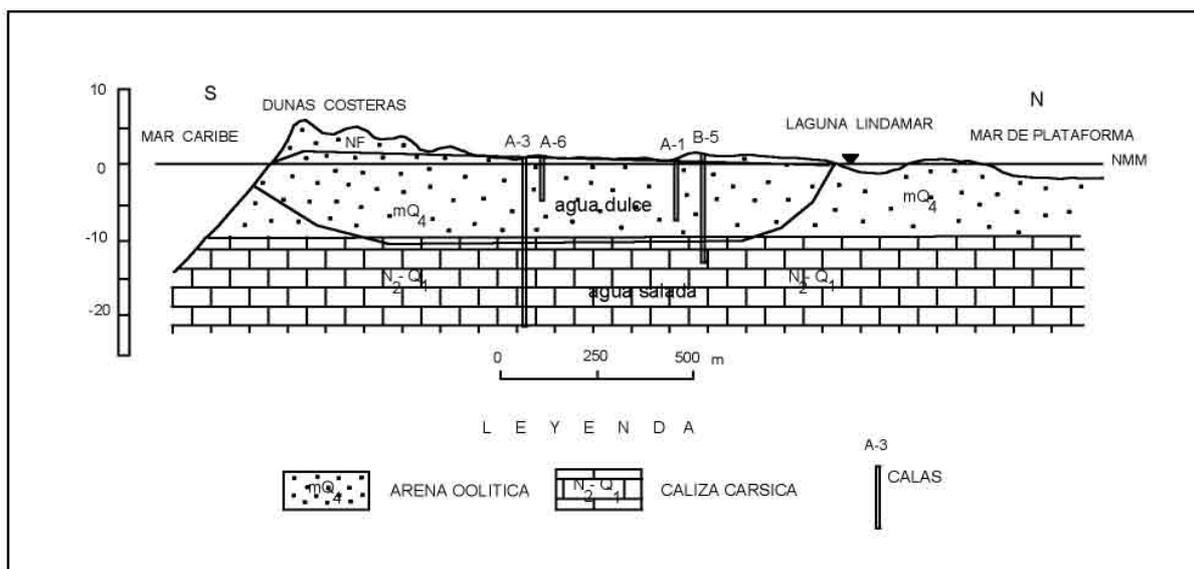


Figura 4. Corte geológico en Cayo Largo del Sur (tomado de López E., 2002).

altamente salinizadas, en la Figura 4 se muestra un corte geológico del cayo, donde se observa el lente de agua dulce sobre las aguas saladas, López E. (2002)

Según reconoce López E. (2004), las captaciones de las aguas subterráneas en Cayo Largo del Sur con un caudal total de explotación de 1400 m³/d,... ..“no han sido construidas para huracanes de gran intensidad, son zanjas o trincheras techadas con tejas de fibrocemento sensibles a vientos huracanados y a la contaminación ambiental. Una solución para el problema anterior, sería la sustitución de las trincheras abiertas por captaciones en forma de drenes soterrados, los que no son afectados por los huracanes, no modifican al medio ambiente y es más difícil su contaminación”.

En el trabajo de López E. (2002), cuando se habla de las altas difusividades hidráulicas, evidentemente se está haciendo referencia a los estratos inferiores con cierto grado de semi-confinamiento y en formaciones altamente carsificadas, donde se refleja el efecto de las mareas y se trasmite a las aguas subterráneas dulces de las rocas oolíticas, situación similar se presenta en Cayo Coco, donde las pruebas para la determinación de la conductividad hidráulica en estas últimas indicaban valores inferiores a los 5 m/d.

Problemas con las trincheras de Cayo Largo del Sur

Se repiten los mismos problemas señalados en el caso de Andros, con la diferencia que la forma del cayo no aconseja el uso de trincheras en forma cruciforme y que el uso de trincheras de gran ancho no facilita su protección y no significa un aumento apreciable en las posibilidades de captación de las aguas dulces. Otro inconveniente es que las trincheras por sus dimensiones implican modificaciones al medio ambiente natural de una zona turística

Caso Cayo Coco

Los datos que aquí se muestran fueron tomados Rodríguez V. (1989). Con el número (3) en la Figura 3, aparece la ubicación geográfica de Cayo Coco, el cual se encuentra al norte de la provincia Ciego de Ávila, limitado al norte por el Canal Viejo de las Bahamas y con una extensión de 270 Km², de relieve llano y morfología cársica. Las calas realizadas mostraron que hasta profundidades de 3 a 10 metros existen calcarenitas y bioalcarenitas y posteriormente aparecen las calizas organógenas muy cavernosas.

Los gradientes de circulación varían de $7,4 \times 10^{-4}$ a $8,5 \times 10^{-4}$, y las cotas del agua en 14 calas varían entre 0,14m y 2,98m, con un valor medio de 0,93 metros.

Las conductividades hidráulicas en las calas determinadas por el método de cubeteo y por el método de Jacob son inferiores a los 5 m/d.

Se construyeron dos baterías de pozos someros compuestas por 10 y 20 pozos. La evaluación de la primera indicó mayores incrementos en la salinidad del agua que la obtenida en una trinchera de 3m de ancho y 160m de longitud.

Desde el punto de vista económico y tecnológico, hasta profundidades inferiores a los 4 metros las trincheras de penetración parcial son superiores a las baterías de pozos someros, pero desde el punto de vista ambiental y de enfrentamiento a los eventos extremos, son preferibles los drenes horizontales.

Las relaciones entre las oscilaciones de las mareas y las fluctuaciones de los niveles de las aguas subterráneas reportados en Cayo Largo del Sur, también fueron observados en Cayo Coco, por lo que se hace muy difícil la construcción de mapas de hidroisohipsas y realización de ensayos de bombeo que no tengan en cuenta la influencia de las variaciones producto de las mareas.

Se mantienen los mismos problemas señalados a las trincheras del caso anterior.

Otros casos reportados en la literatura

En el trabajo de Singh V.S. and Gupta C. P. (1999), se presenta un modelo conceptual de la isla Kavaratti con un ancho máximo de 1,4 Km. y 5,5 Km. de largo en el mar Arábigo, existe mucha similitud desde el punto de vista hidrogeológico y se manifiestan los mismos fenómenos reportados en los casos anteriores entre las oscilaciones de las mareas y los niveles y calidades de las aguas en los puntos observados. En este caso no se utilizaron trincheras de captación, sino pozos someros de grandes diámetros entre 1 y 6 metros, profundidades entre 1 y 5 metros y el agua se encuentra entre 0,5 y 4 metros.

En el trabajo de Mailvaganam Y. et al. (1993), se demuestra que los drenes horizontales, denominados también como pozos horizontales, son factibles de construir incluso en formaciones no consolidadas, por lo que ha sido una alternativa insuficientemente utilizada en el aprovechamiento de las aguas subterráneas en los cayos y pequeñas islas amenazados por intensos huracanes, principal objetivo del presente trabajo.

PROPUESTA DE COLOCACIÓN DE DRENES HORIZONTALES EN TRINCHERAS

Conociendo la problemática de las afectaciones en las trincheras de Andros presentada por Bowleg, J.A. (2004), y en Cayo Largo del Sur mostrada por López Infante, E.D. (2004), en la reunión de GRAPHIC, celebrada en Bahamas, el autor de este trabajo presentó una ponencia donde se ilustraba un posible sistema de drenes horizontales que pueden sin un elevado costo, ser instalados en las trincheras actuales, con el objetivo de resolver la mayoría de las insuficiencias señaladas a dicho sistema de captación en el presente trabajo, Hernández A. O. (2008).

La Figura 5 fue la presentada en Nassau y requiere de los siguientes comentarios:

- En cada trinchera se colocarían tantas tuberías perforadas de PVC, similares a las camisas ranuradas de pozos verticales, de acuerdo al ancho, profundidad de la trinchera y diámetros de las tuberías.
- La tubería inferior estaría en cotas iguales o superiores a los niveles medios del mar, (NMM)

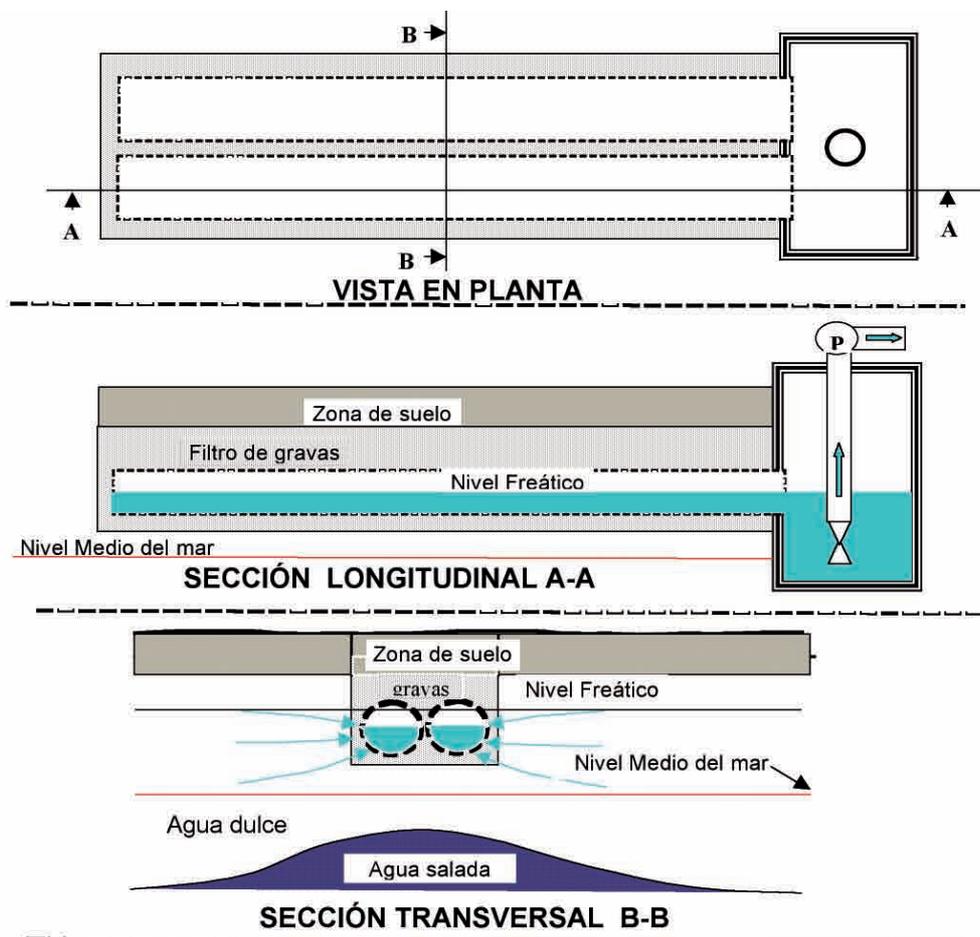


Figura 5. Esquema de colocación de drenes horizontales en trincheras abiertas

- Cada colector puede conectar dos ramales de drenes a sus lados, debiendo ser estructuras totalmente impermeables con compuertas deslizantes que regulen el nivel del agua en los drenes en cotas variables en función de las oscilaciones de la marea y que incluso puedan aislar su aporte al colector.
- Cada colector debe tener una caseta que permita colocar el sistema de mando automático para operar bombas y compuertas,

en función de la calidad y niveles del agua en el colector.

FLUJO HACIA TRINCHERAS O DRENES HORIZONTALES EN ZONAS COSTERAS SIN GRADIENTE NATURAL.

Con el objetivo de validar la posible utilización del programa AQÜIMPE, Hernández Valdés A. O. et al. (2001), y su versión sobre Windows (WinAQE),

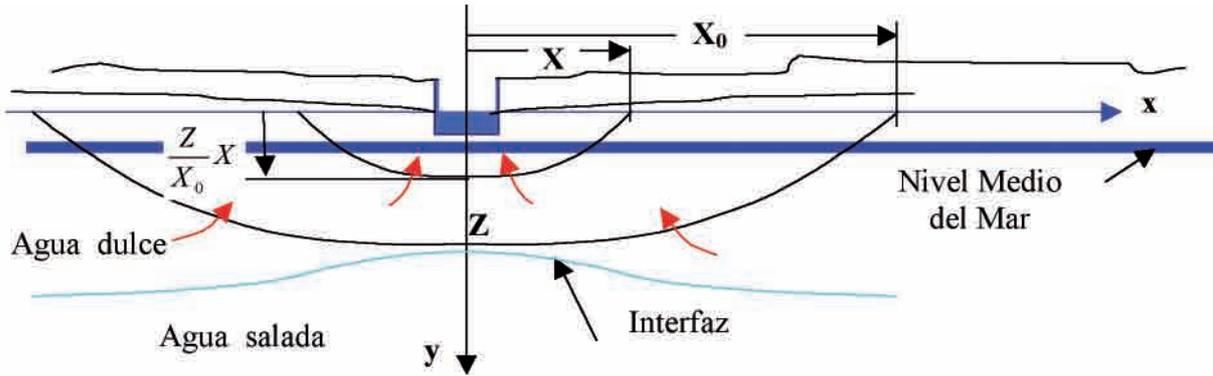


Figura 6. Esquema de cálculo en sección transversal de trinchera parcialmente penetrante

para simular el caso de Andros dentro del proyecto GRAPHIC, se realizó un modelo numérico del funcionamiento de una trinchera o su equivalente como dren horizontal y se comparó con una solución analítica desarrollada por el propio autor, considerando el efecto de la variación del agua salada y un modelo de interfaz abrupta de acuerdo a las siguientes hipótesis y esquema de cálculo.

Considerando que las superficies transversales al flujo siguen la forma de un cilindro parabólico con vértice en el eje vertical y siguiendo la siguiente ecuación:

$$y - \frac{Z}{X_0} * X = -\frac{Z}{X_0 * X} * x^2, \text{ siendo } X_0 \text{ distancia}$$

desde el centro de la trinchera hasta donde llega su influencia y Z profundidad de la interfaz de acuerdo a la ley de Ghyben Herzberg para la cota del agua en la trinchera durante el bombeo.

La longitud transversal al flujo sería:

$$S = \int_{-X}^X \sqrt{[1 + (\frac{2Z}{X_0 * X})^2 * x^2]} dx \quad (1)$$

El resultado de esta integral sería:

$$S = \left[\frac{2\beta}{\alpha} + \frac{\alpha}{4} \log\left(\frac{\beta + 1}{\beta - 1}\right) \right] X \quad (2)$$

donde; $\alpha = \frac{X_0}{Z}$ y $\beta = \sqrt{1 + \frac{\alpha^2}{4}}$

Para el caso modelado $X_0 = 200\text{m}$, $Z=20\text{m}$, por lo que $\alpha=10$, $\beta=5.099$, por tanto

$$S = 1.45125 * X$$

De la ecuación de continuidad:

$$q = AU = S * 1 * K_D * \frac{dh}{dX}$$

donde h es la posición del nivel freático sobre el nivel del agua en la trinchera.

$$q \int_{X_1}^{X_2} \frac{dX}{S} = K_D \int_{h_1}^{h_2} dh = \frac{q}{1.45125} \int_{X_1}^{X_2} \frac{dX}{X}$$

Integrando se obtiene la siguiente ecuación:

$$h_2 - h_1 = \frac{q}{1.45125 * K_D} \ln\left(\frac{X_2}{X_1}\right) \quad (3)$$

Considerando la ley de Darcy, con $K_D=50 \text{ m/d}$ y un caudal $q = 4 \text{ m}^3/\text{d/m}$,

Para una trinchera de 0,5 m de ancho y de igual profundidad del agua en ella, el perímetro mojado sería, 1,5 m, por lo que la X_1 correspondiente que genera igual superficie transversal al flujo sería de 1,0336m.

Para $X_2=200\text{m}$, $X_1=1,0336$, $h_1=0$, el valor de h_2 sería de 0,29m, similar al obtenido por la simulación.

De haberse aplicado la ecuación de Pérez Franco D. (2001), para trincheras de penetración parcial:

$$h_2 - h_1 = \frac{q}{\pi * K_D} \ln\left(\frac{X_2}{X_1}\right) \quad (4)$$

El valor obtenido sería de $h_2=0.13\text{m}$, valor muy poco conservador y mas alejado de lo simulado que el anterior, ya que supone mayor área transversal al flujo.

Si se evalúa la trinchera con la fórmula propuesta por Numerov para trincheras parcialmente penetrantes, (Aravin, V.I. and Numerov, S.N. 1965.)

$$Q = K_D * S_0 \left[\frac{2(H_0 - a) - S_0}{L + 0,5A} + \frac{1}{0,5 \frac{L}{a} - \frac{1}{\pi} \ln(\sinh\{\frac{\pi A}{4 a}\})} \right] * W \quad (5)$$

Donde;

- Q caudal en (m³/d)
- K_D conductividad hidráulica de Darcy en m/d
- A ancho de la trinchera en metros.
- a distancia medida desde el fondo de la trinchera a la base del acuífero
- H₀ Espesor saturado del acuífero en metros.
- S₀ Descenso del agua en la trinchera.
- L Longitud de influencia en metros.
- W Longitud de la trinchera en metros.

De acuerdo a los datos anteriores se tendrían los siguientes valores:

W = 1m, A=0,5m, H₀ = 32m, a = 20 m, K_D = 50 m/d, Q = 4m³/d, L = 200m

Al evaluar los resultados anteriores en (5), se tendría **S₀ = 0,287 m**, valor equivalente al obtenido por la fórmula propuesta por el autor.

En las Figura 7 aparece representada, la malla utilizada para aplicar el modelo numérico con el software AQÜIMPE. Este software utiliza el Método

de los Elementos Finitos, empleando como elemento de discretización el triángulo cuadrático, por lo que la solución dentro de cada elemento es una superficie cuadrática. En el caso de acuíferos costeros considera un modelo de interfaz abrupta y que la posición de la interfaz puede ser estimada proporcionalmente a la cota del agua dulce según el modelo hidrostático de Ghyben-Herzberg.

En la Figura 7 se muestra el tramo simulado de la trinchera de 50m de longitud, considerando impermeables los límites superior e inferior por condiciones hidrodinámicas y carga fija los extremos derecho e izquierdo a una distancia de 200m del centro de la trinchera. El caudal de extracción por metro de trinchera fue el mismo que el utilizado en el modelo analítico y fue asignado a los nodos de su eje, al demostrarse que el resultado era equivalente al de distribuir la explotación en todos los nodos que definen el área de la trinchera. Se simuló desde un estado inicial horizontal hasta lograr el estado de equilibrio permanente o estacionario.

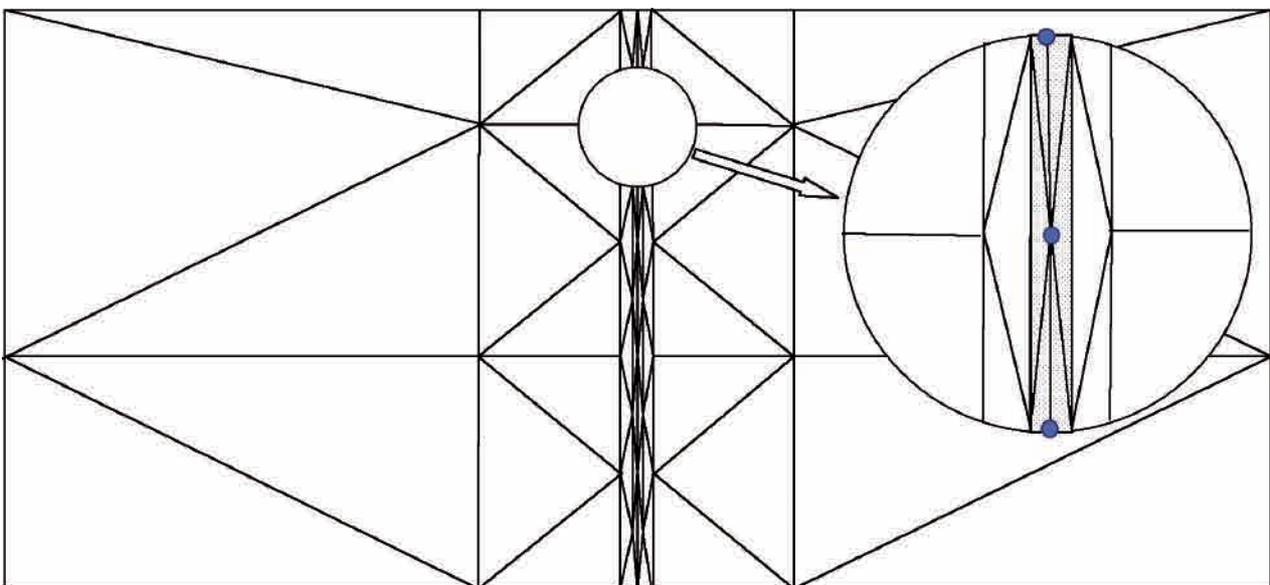


Figura 7. Vista en planta de la discretización para simular una trinchera de 50m de longitud y 50cm de ancho con el software AQÜIMPE

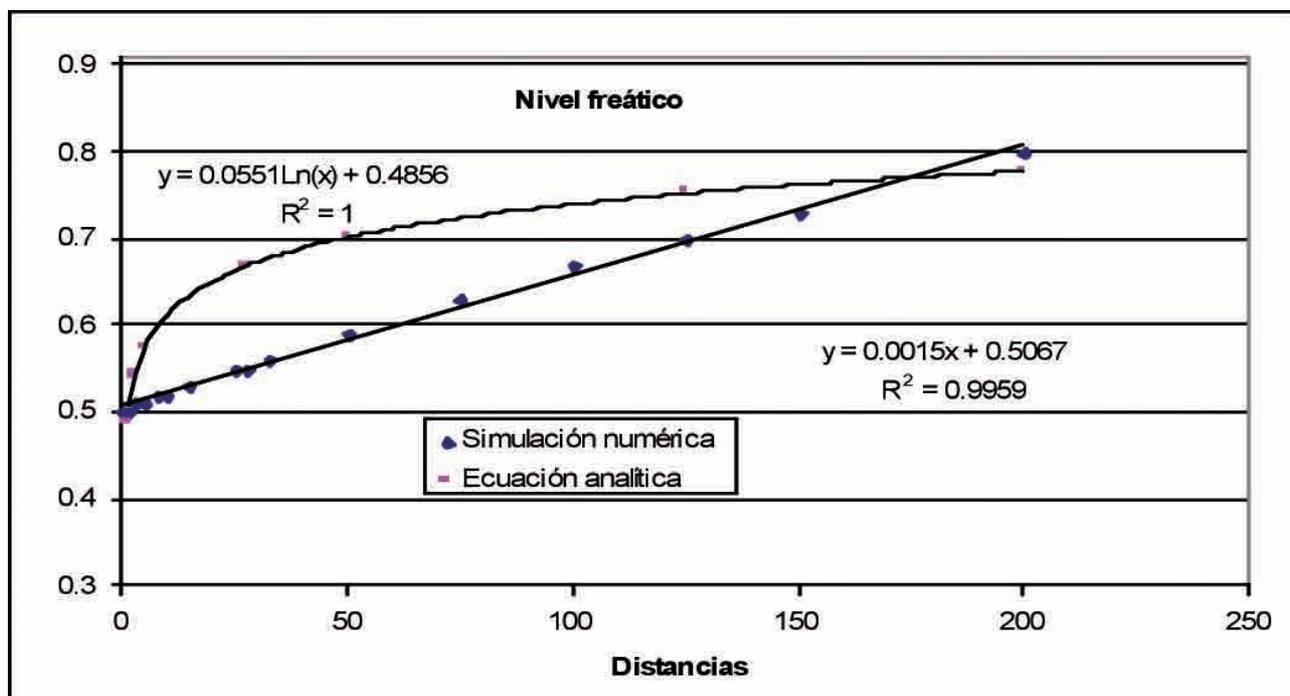


Figura 7. Niveles freáticos obtenidos a partir de las soluciones analítica y numérica

En la Figura 7 aparecen los gráficos que muestran la posición de la superficie libre del agua a partir de las cargas obtenidas por la expresión analítica propuesta y por la solución numérica.

EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LAS TECNOLOGÍAS DE EXPLOTACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LAS PEQUEÑAS ISLAS

Los efectos del cambio climático en las pequeñas islas del Caribe insular, tiene varias aristas que es necesario considerar con vistas a mejorar los sistemas de captación de las aguas subterráneas. Por un lado los incrementos en las frecuencias de los eventos extremos en las manifestaciones de grandes periodos de sequías que reducirán las recargas de las aguas subterráneas y por lo tanto los espesores de los lentes de agua dulce disponibles para la explotación, los intensos huracanes afectando los sistemas de captación y por otro lado los pronósticos a largo plazo de las sobre-elevaciones del nivel del mar y los incrementos en las demandas debido al desarrollo poblacional permanente y turístico, Zack A. and Ronneberg E., 2003.

En este trabajo se ha insistido en no utilizar pozos de bombeo aunque sean someros, por los conos de intrusión asociados a los mismos y pensar en sustituir las trincheras abiertas por drenes horizontales con sistemas de control de niveles y de calidad del agua en los colectores desde donde se bombearía el agua como si fueran depósitos de almacenamiento y regulación.

Es bueno insistir en que no es suficiente para lograr la sostenibilidad de las aguas subterráneas en las pequeñas islas las modificaciones a los sistemas de

captación, sino que es necesario incluir tecnologías que mejoren la adquisición de datos, conocimiento del sistema acuífero y la modelación matemática en el diseño, operación y optimización de la explotación de estos recursos.

CONCLUSIONES

La utilización de los drenes horizontales en lugar de trincheras o pozos verticales en pequeñas islas como los casos mostrados, resulta la más conveniente obra de captación por las razones antes expuestas.

El empleo del programa AQÜIMPE sobre Windows (WinAQE), para simular el sistema de trincheras o su equivalente a drenes horizontales como el caso de Andros dentro del proyecto GRAPHIC, es una alternativa factible y económica a corto plazo.

Las solución analítica presentada para simular el funcionamiento de trincheras o drenes horizontales en pequeñas islas considerando los efectos de la interfaz en la hidrodinámica del flujo, resulta ser un esquema sencillo de análisis de un problema altamente complejo.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer al Ing. John Bowleg II, representante de Water and Sewerage Corporation de Bahamas, por los datos aportados del sistema de captación de North Andros Wellfield, a la Dra. María Concepción Donoso, Hidróloga Regional para América Latina y el Caribe de la UNESCO, así mismo al Dr. Henrique Chaves, Coordinador Regional del programa GRAPHIC de la UNESCO, por la invitación

a participar en el taller de Bahamas, como experto representando a Cuba.

REFERENCIAS

Aravin, V.I. & Numerov, S.N. 1965 Theory of Fluid Flow in Undeformable Porous Media, Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 511.

Barlow P.M. 2003. Ground Water in Freshwater-Saltwater Environments of the Atlantic Coast. Circular 1262 U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. Reston, Virginia: 2003.

Bowleg II John A.. 2004. North Andros Wellfield Report. Hurricane Frances Seawater Inundation (May-2004 Field Survey, & Storm Surveys).

Primer Taller de Expertos en Vulnerabilidad de acuíferos costeros en el Caribe Insular. Octubre 12-15. Ciudad de la Habana, Cuba.

Hernández Valdés A. O., Martínez Rodríguez J. B. Dilla Salvador F. & Llanusa Ruiz H. 2001. Modelación de Acuíferos. Texto de la Maestría de Ingeniería Hidráulica. CIH, ISPJAE,

Hernández Valdés A. O. 2008. The sustainable management of the coastal aquifers to face the climatic change. UNESCO GRAPHIC Project. Groundwater Resources Assessment under the Pressures of Humanity and Climate Change Launching of Andros Case Study. Nassau, March 17-19, 2008

López Infante E.D.. 2004. Efectos de los huracanes en las aguas subterráneas de Cayo Largo del Sur. Primer taller de expertos en vulnerabilidad de acuíferos costeros en el Caribe insular. Octubre 12-15. Ciudad de la Habana, Cuba.

López Infante E.D.. 2002. La influencia de las mareas oceánicas en los acuíferos de Cayo Largo del Sur. Cuba.

Groundwater and Human Development. Bocanegra, E - Martínez, D - Massone, H (Eds.) - ISBN 987-544-063-9

Mailvaganam Y., Ramli M.Z., Rushton K.R. Ong B.Y. 1993. Groundwater exploitation of shallow coastal aquifer in Sarawak, Malaysia. Hydrology of Warm Humid Regions. Proceeding of the Yakohama Symposium. July 1993. IAHS Publ. No. 216

Pérez Franco D. 1986. Flujo hacia una trinchera de captación superficial teniendo en cuenta el gradiente natural. Anais XII Congreso Latino Americano de Hidráulica. Sao Paulo, Brasil, Vol. 2, pp. 279-289.

Pérez Franco D. 2001. La explotación del agua subterránea. Un nuevo enfoque. Editorial Félix Varela, La Habana.

Rodríguez Domínguez Venancio. 1989. Investigaciones hidrogeológicas a Cayo Coco. Trabajo de Diploma. Centro de Investigaciones Hidráulicas. Facultad de Ingeniería Civil. ISPJAE. Cuba.

Singh V.S. and Gupta C. P. 1999. Feasibility of groundwater withdrawal in a coral island. Hydrological Sciences. Journal des sciences Hydrologiques, Vol 44(2). April 1999

Tarbox D.L. and Hutchings W. C.. 2008. Alternative Approaches for Water Extraction in Areas Subject to Saltwater Upconing. 20th Salt Water Intrusion Meeting 266. HSA Engineers & Scientists, Tampa, FL, USA

Zack A. and Ronneberg E.. 2003. Efficient water-supply development and management for small, arid, oceanic islands based on water use - towards the sustainable development of water and the reduction of waste". UNDESA.

http://www.sidsnet.org/docshare/other/20031105152734_CUBA.CASE_STUDY2.doc

SORPTION MECHANISMS STUDIES OF Pb (II), Cd (II) AND Cu (II) INTO SOIL OF PORT-AU-PRINCE.

ESTUDIOS DE MECANISMOS DE SORCIÓN SIMULTÁNEA DE Pb (II), Cd (II) Y Cu (II) EN EL SUELO DE PUERTO PRÍNCIPE

Urbain FIFI^{1,2}, Thierry WINIARSKI¹, Evens EMMANUEL²

Abstract

The aim of this study was to qualify and quantify the mechanisms of retention / release of some heavy metals (Pb, Cd and Cu) in a representative soil in Port-au-Prince. We have taken as hypothesis that chemical sorption is a key issue in assessing the mobility and retention of heavy metals in soils. The used porous matrix is from a sedimentary deposit of the Plain of Cul-de-Sac aquifer. Groundwater from this aquifer is the main source of drinking water for urban population of Port-au-Prince. Previous researches have showed an impact of waters quality due to the contribution of urban contaminants. Then, to assess the adsorption of Pb(II), Cd(II) and Cu(II), batch equilibrium tests were performed using single metal solutions in soil. Single-element equilibrium studies were carried out with 0.01 M NaNO₃ as background electrolyte. Soil characteristics have affected heavy metals sorption such as soil pH (8.26), cation-exchange capacity (CEC) [135 meq.kg⁻¹] and organic matter (58 g.kg⁻¹). In this case, it was impossible to carry out adsorption experiments with the metals due to precipitation of the metals as the hydroxides, which introduces uncertainty into the interpretation of the results. Cadmium ions have little tendency to hydrolyze at pH ≤ 8 but at pH > 11, all cadmium exist as the hydroxo-complex. The precipitation is very rapid for Cu (II) and Pb(II) at pH > 6.0, then the experiments was performed at pH = 6.0. The equilibrium sorption batch tests showed that the adsorption of heavy metals on the soil decreased in the order of Cd²⁺> Cu²⁺>Pb²⁺. Indeed, column tests will be necessary to assess heavy metals progressive saturation on the soil.

Key words: heavy metals, equilibrium sorption, soil, pH.

Resumen

El objetivo de los trabajos presentados es de cualificar y de determinar en cantidad los mecanismos de retención de unos metales pesados (Pb, Cd, Cu) en un suelo representativo de Puerto Príncipe. Agarramos como hipótesis que el sorption químico es una llave para la evaluación de la movilidad y de la retención de los metales pesados en los suelos. La matriz porosa utilizada se deriva de un depósito sedimentario de la llanura del Cul de Sac. Las aguas subterráneas de este acuífero está el principal recurso en agua potable de la población urbana de Puerto Príncipe. Trabajos precedentes mostraron un impacto de la calidad de las aguas que parece debida a la aportación de contaminants urbano. En efecto, para evaluar la adsorción del Pb (II), del Cd (II) y del Cu (II), ensayos de equilibrio batch han sido realizadas utilizando monosoluciones metálicas con NaNO₃ a 0.01 M como electrolito. Las características del suelo han afectado la adsorción de los metales como el pH del suelo (8.26), la capacidad de intercambio catiónico (CEC) [135 Meq.kg⁻¹] y la materia orgánica (58 g.kg⁻¹). En este caso, era imposible realizar estudios de adsorción con los metales al pH del suelo a causa de la precipitación de los metales como los hidróxidos, que introducía una incertidumbre en la interpretación de los resultados. Los iones de cadmio tienen una tendencia débil a hidrolisarse a pH ≤ 8 pero a pH > 11, todo el cadmio existe bajo forma hydroxyle-compleja. La precipitación era muy rápida para el Cu (II) y el Pb (II) a pH > 6.0, es por eso que los ensayos han sido realizados a pH 6.0. El equilibrio de adsorción de los ensayos en batch mostró que la adsorción de los metales en el suelo disminuía en la orden de Cd²⁺> Cu²⁺>Pb²⁺. Es necesario proceder a ensayos en columnas con vistas a evaluar la saturación progresiva de metales en el suelo.

Palabras clave : metales pesados, equilibrio de adsorción, suelo, pH..

Résumé

L'objectif des travaux présentés est de qualifier et quantifier les mécanismes de rétention/relargage de quelques métaux lourds (Pb, Cd, Cu) dans un sol représentatif de Port-au-Prince. Nous avons pris comme hypothèse que la sorption chimique est une clé pour l'évaluation de la mobilité et de la rétention des métaux lourds dans les sols. La matrice poreuse utilisée est issue d'un dépôt sédimentaire de la plaine du Cul de Sac. Les eaux souterraines de cet aquifère est la principale ressource en eau potable de la population urbaine de Port au Prince. Des travaux précédents ont montrés un impact de la qualité des eaux qui semble due à l'apport de contaminants urbains. En effet, Pour évaluer l'adsorption du Pb (II), du Cd (II) et du Cu(II), des essais d'équilibre en batch ont été réalisés en utilisant des mono-solutions métalliques

¹ Laboratoire des Sciences de l'Environnement (L.S.E) de l'ENPTE Rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin CEDEX, e-mail: fiur2000@yahoo.fr

² Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement, Université Quisqueya, BP 796, Port-au-Prince, Haïti

Artículo recibido el 26 de enero de 2009

Artículo aceptado el 13 de julio de 2009

avec du NaNO_3 à 0.01 M comme électrolyte. Les caractéristiques du sol ont affecté l'adsorption des métaux comme le pH du sol (8.26), la capacité d'échange cationique (CEC)[135 $\text{M}\ddot{\text{e}}\text{q}.\text{kg}^{-1}$] et la matière organique (58 $\text{g}.\text{kg}^{-1}$). Dans ce cas, il était impossible de réaliser des études d'adsorption avec les métaux au pH du sol à cause de la précipitation des métaux comme les hydroxydes, qui introduisait une incertitude dans l'interprétation des résultats. Les ions de cadmium ont une faible tendance à hydrolyser à $\text{pH} \leq 8$ mais à $\text{pH} > 11$, tout le cadmium existe sous forme hydroxyle-complexe. La précipitation était très rapide pour le Cu(II) et le Pb(II) à $\text{pH} > 6.0$, c'est pourquoi les essais ont été réalisés à $\text{pH} 6.0$. L'équilibre d'adsorption des essais en batch ont montré que l'adsorption des métaux dans le sol diminuait dans l'ordre de $\text{Cd}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Pb}^{2+}$. Il est nécessaire de procéder à des essais en colonnes en vue d'évaluer la saturation progressive en métaux dans le sol.

Palabras clave : Métaux lourds, équilibre d'adsorption, sol, pH.

INTRODUCTION

Heavy metals release onto soils is a major concern today in both developed and developing countries. Their presence onto soils as a result of human activities may pose a serious threat to the environment and groundwater quality. Common anthropogenic sources include agricultural activities, atmospheric deposition, road run off, discharges from industrial plants and sewage works, acidic mine effluents and building of reservoirs (Sajidu *et al.*, 2006). Increased anthropogenic inputs of trace elements in soils may result in transport of these metals in the soil profile, leading to the increased concentrations of trace elements in the ground or surface waters (Hooda et Alloway, 1993; Jalali et Moharrami, 2007).

Problems of environmental pollution by heavy metals from industrial activity represent a serious threat to human health and have been widely described (Keane, 1998; Bliefert and Perraud, 2001; Alvarez-Ayuso *et al.*, 2003; Inglezakis and Grigoropoulou, 2003). In Port-au-Prince (Haiti), the presence of heavy metals has been reported in wastewater (Carré, 1997) and even in drinking water (Angerville *et al.*, 200; Emmanuel *et al.*, 2007). Important concentrations of lead (40 $\mu\text{g}/\text{L}$), chromium (470 $\mu\text{g}/\text{L}$) and nickel (250 $\mu\text{g}/\text{L}$) were measured in the drinking water of Port-au-Prince (Emmanuel *et al.*, 2004).

In the present work, we have studied single-element adsorption systems of three divalent metals (Pb, Cd and Cu) from a sedimentary deposit of the Plain of Cul-de-Sac aquifer. Previous researches have showed an impact of waters quality due to the contribution of urban contaminants. Lead, copper, and cadmium belong to the group of serious hazardous heavy metals (Qin *et al.*, 2006). Cadmium is accumulated in the human body, causing erythrocyte destruction, nausea, salivation, diarrhea and muscular cramps, renal degradation, chronic pulmonary problems and skeletal deformity (Mohan et Singh, 2002); gastrointestinal distress is one of the reported health effects of Cu (II), and vomiting, nausea and abdominal pain are common symptoms of Cu(II) poisoning, particularly after drinking beverages stored in copper or untinned brass containers (ATSDR, 2002; Bhattacharyya et Gupta, 2007); low levels of Pb(II) have been identified with anemia, as it causes injury to the blood-forming system, while high levels cause severe dysfunction of the kidneys, the liver, and the

central and peripheral nervous system and high blood pressure (ATSDR, 1999).

Chemical sorption is a key issue in assessing the mobility and retention of these heavy metals in soils. The solubility and bioavailability of heavy metals are controlled by the adsorption characteristics of soils (Krishnamurti *et al.*, 1999), such as pH, redox potential, clay minerals, soil organic matter, Fe and Mn oxides, and calcium carbonate (McClean et Bledsoe, 1992; Rieuwerts *et al.*, 1998; Usman, 2008). The adsorption of heavy metal cations is often pH-dependent, whereas Fe and Mn oxide and hydroxide minerals as well as humic substances dominate (Usman, 2008). As soil pH increases, the retention of the heavy metal cations to soil surfaces increases via adsorption, inner-sphere surface complexation, and/or precipitation and multinuclear type reactions (McBride, 1994). For example, Cadmium ions have little tendency to hydrolyze at $\text{pH} \leq 8$ but at $\text{pH} > 11$, all cadmium exist as the hydroxo-complex (Mohan et Singh, 2002) and at $\text{pH} > 6$ precipitation can be very rapid for copper and lead adsorption.

The aim of this study was to qualify and quantify the mechanisms of retention / release of some heavy metals (Pb, Cd and Cu) in a representative soil in Port-au-Prince. Sorption isotherms and distribution coefficient (K_d) were developed to establish the selectivity sequences of these metals in the soil and to evaluate the capacity of the soil to sorb these metals.

MATERIALS AND METHODS

Soil samples and characteristics

Three soil samples were collected from a sedimentary deposit of the Plain of Cul-de-Sac aquifer. To obtain a homogeneous sample of the study area, three approximately 3-kg samples from 2 m apart of the same site of each soil were combined prior to the experiments. All samples were air-dried at room temperature, passed through a 2 mm sieve, homogenized, and stored pending for physicochemical properties (Table 1) such as pH, organic carbon, clay, and CaCO_3 using standard analytical methods (Page, 1982; Adhikari et Singh, 2003). Soil pH were measured using a pH meter at a soil to solution ratio in both deionized water in 1:2.5 and 1 mol L^{-1} KCl. Soil organic matter (OM) was determined by calcinations at 550°C during 2

h. The inorganic carbon was determined using the calcimeter method and carbonate concentrations were calculating using Universal Gas Law (Usman, 2008). The cation exchange capacity of soil was

determined using METSON method. Concentration of available Pb, Cd and Cu in soils samples was determined using DTA method (Lindsay et Norvell, 1978; Adhikari et Singh, 2003).

Table 1. physicochemical properties of the experimental soil

Parameters	Values
pH (H ₂ O)	8.26
pH (1 mol L ⁻¹ KCl)	7.46
Organic matter (g kg ⁻¹)	58
Organic carbon (g kg ⁻¹)	100
CaCO ₃ (g kg ⁻¹)	343
Clay (g kg ⁻¹)	17
CEC (meq kg ⁻¹)	135
Total Pb (mg kg ⁻¹)	Ud
Total Cd (mg Kg ⁻¹)	Ud
Total Cu (mg kg ⁻¹)	61.4
Ud : undetected	

Equilibrium sorption experiments

Batch adsorption studies were conducted to determine the relationship between adsorbent and adsorbate by varying the amounts of adsorbate (Aziz *et al.*, 2001; Tran *et al.*, 2002; Markiewicz-Patkowska *et al.*, 2005). The retention/release of heavy metal on soil was performed by equilibrating 5-g soil with 50 mL solutions of Pb, Cu or Cd nitrates containing concentrations range 2 - 400 mg L⁻¹, with 0.01 M NaNO₃ as background electrolyte. All experiments were performed with suspension were shaken for 24 h at room temperature. Later, the batches were taken from the shaker and filtered through a 0.45 µm membrane, and finally the samples were carefully dispensed to 50mL PE sample cups, acidified to pH 1.5–2 using strong HNO₃ and stored at 4°C until the heavy metal measurements. The amount of the trace elements sorbed by soil was calculated with the equation 1 (Benguella et Benaissa, 2002; Chaturvedi *et al.*, 2006; Sevil et Bilge, 2007) :

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{W} \quad (1)$$

Where q_e is the amount of Pb²⁺, Cd²⁺ or Cu²⁺ sorbed by the soil (mg g⁻¹), C_e is the concentration of Pb²⁺, Cd²⁺ or Cu²⁺ in equilibrium solution (mg L⁻¹), C_0 is the initial concentration of Pb²⁺, Cd²⁺ or Cu²⁺ in solution (mg L⁻¹), V is the solution volume (L), and W is the weight of air-dried soil (g). In order to estimate the maximum adsorption onto the soil, simple linear

relationship between solution and adsorbed phases by the equation 2:

$$q_e = k_d \times C_e \quad (2)$$

Where k_d is the slope (L g⁻¹) of the isotherm, often referred to as distribution coefficient.

Effect of pH

In order to investigate the effect of pH on Pb (II), Cu (II) and Cd (II) adsorption, 5-g soil with 50 mL of metal solutions containing 2 mM, respectively 810, 455 and 575 mg.L⁻¹ for Pb, Cu and Cd, were equilibrated in the same conditions as described above. The influence of pH on metal adsorption on the selected soil was studied at varying pH values (2 – Soil pH). These experiments were carried out by adjusting pH with NaOH or HNO₃. These experiments were performed in order to select an optimum pH for heavy metal sorption isotherms. Therefore, the others soil characteristics especially clay content was kept constant.

RESULTS AND DISCUSSION

Soil physicochemical characteristics

Table 1 summarizes the main physicochemical characteristics of the studied soil. Soil pH was 8.26, due to the presence of the free CaCO₃ in the soil. The high value of CEC (135 g kg⁻¹) could be generally determined by the clay content (17 g kg⁻¹).

Data indicate that the studied soil had high value of calcium carbonate (343 g kg^{-1}). Therefore, initial concentrations of Pb and Cd were undetected, but for Cu we have obtained 61.4 mg kg^{-1} .

Sorption experiments

Effect of pH

Sorption processes and the leaching potential of trace elements by soil depend on factors such as soil pH, the nature of the mineral and organic constituents, the nature of the metal, the ionic strength of the soil solution and the simultaneous presence of competing metals (Msaky et al., 1990; Kookama et al., 1998; Harter et al., 2001; Jalali et al., 2007). Then, the pH of the aqueous solution is an important controlling parameter in the adsorption process (Ajmal et al., 1998; Nuhoglu et al., 2003; Pérez-Marín et al., 2007). **Fig. 1** shows the effect of pH on Cu (II), Pb(II) and Cd (II) in experiments carried out at different pH values.

According to Fig. 1, we can observe that for low pH values (2-4), retention efficiency is relatively small. However, in the other range of pH values the rate of retention increases considerably. Moreover the

increase in pH favours often precipitation, then Pb, Cu and Cd could probably be eliminated through precipitation as well (Bellir et al., 2005). This is why that our experiment was carried out at pH value 6.0.

At very low pH, the number of H_3O^+ ions exceeds that of metal ions by several times and the metal ions can hardly compete with H_3O^+ ions for the binding sites on the clay adsorbents. With an increase in pH, the concentration of H_3O^+ ions decreases and some of the sites become available to the metal ions (Bhattacharyya et al., 2007). As the acidity decreases, more and more H_3O^+ ions on the clay surface are replaced by metal ions and metal species (such as Cd^{2+} , $\text{Cd}(\text{OH})^+$ and $\text{Cd}(\text{OH})_2$ (Lai et al., 2002); Cu^{2+} , $\text{Cu}(\text{OH})^+$, and $\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{2+}$ (Bosso et al., 2002); Pb^{2+} , $\text{Pb}(\text{OH})^+$, $\text{Pb}(\text{OH})_2$, $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$, and $\text{Pb}(\text{OH})_4^{2-}$ (Taty-Costodes et al., 2003). This happens at a comparatively lower pH (~ 6.0) for Cu(II) (Nuhoglu et al., 2003) and Pb(II) (Jain et al., 1997) while the adsorption could be safely carried out to pH ~ 10.0 for Cd(II) (Mathialagan et al., 2002). Therefore, Heavy metal sorption was carried out at pH value 6.0 to avoid precipitation of the metals as the hydroxides, which introduces uncertainty into the interpretation of the results.

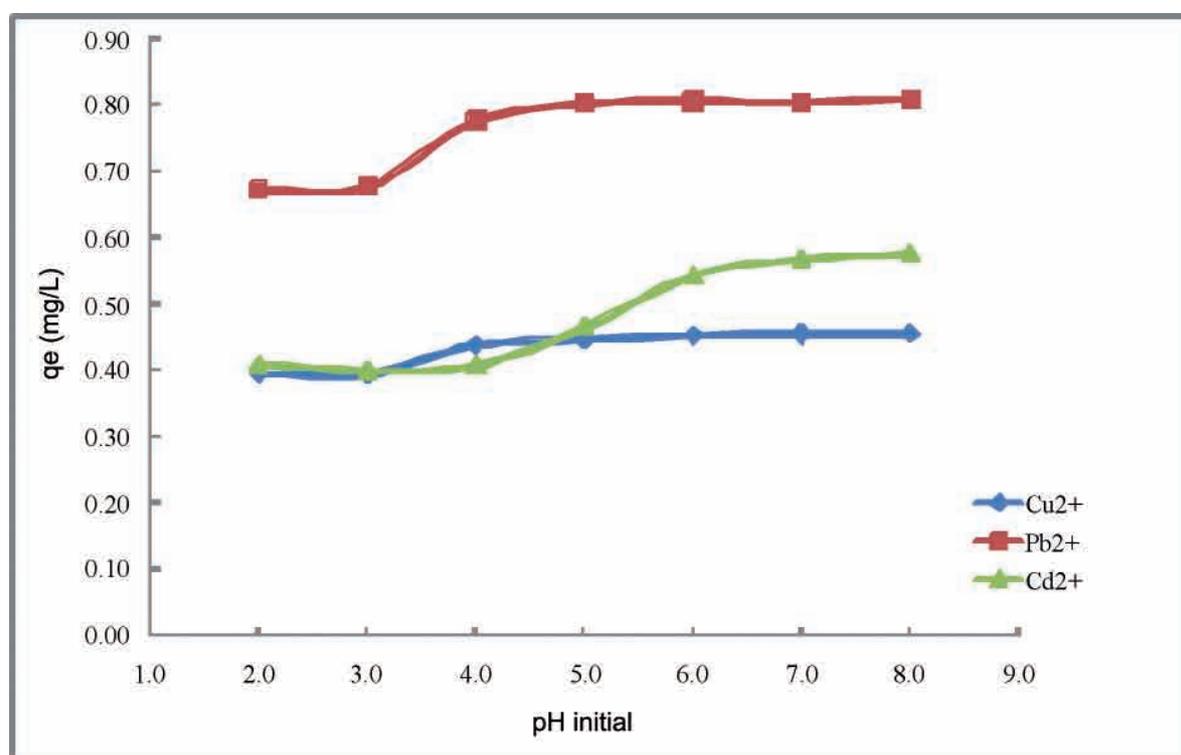


Figure 1. Effect of pH on adsorption of Cu^{2+} , Pb^{2+} and Cd^{2+} by selected soil (metal concentrations 2 mM and background 0.01 M NaNO_3).

Heavy metal sorption isotherms

A sedimentary deposit such as Cul-de-Sac plain deposit is a heterogeneous mixture of several minerals, several retention processes such as precipitation, co-precipitation, diffusion and surface sorption may

contribute metal sorption. Sorption isotherm of Cu, Pb and Cd are shown in **Fig. 2** at pH 6.0. These isotherms represent the sorption behavior of metals on soil as a function of increasing aqueous metal ion concentration after equilibrium.

The sorption capacity of these three metals increased as the equilibrium concentration of the metals increased. The sorption behavior of Pb^{2+} was significantly higher than Cd^{2+} and Cu^{2+} sorption. The

equilibrium sorption batch tests showed that the adsorption of heavy metals on the soil decreased in the order of $Cd^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+}$.

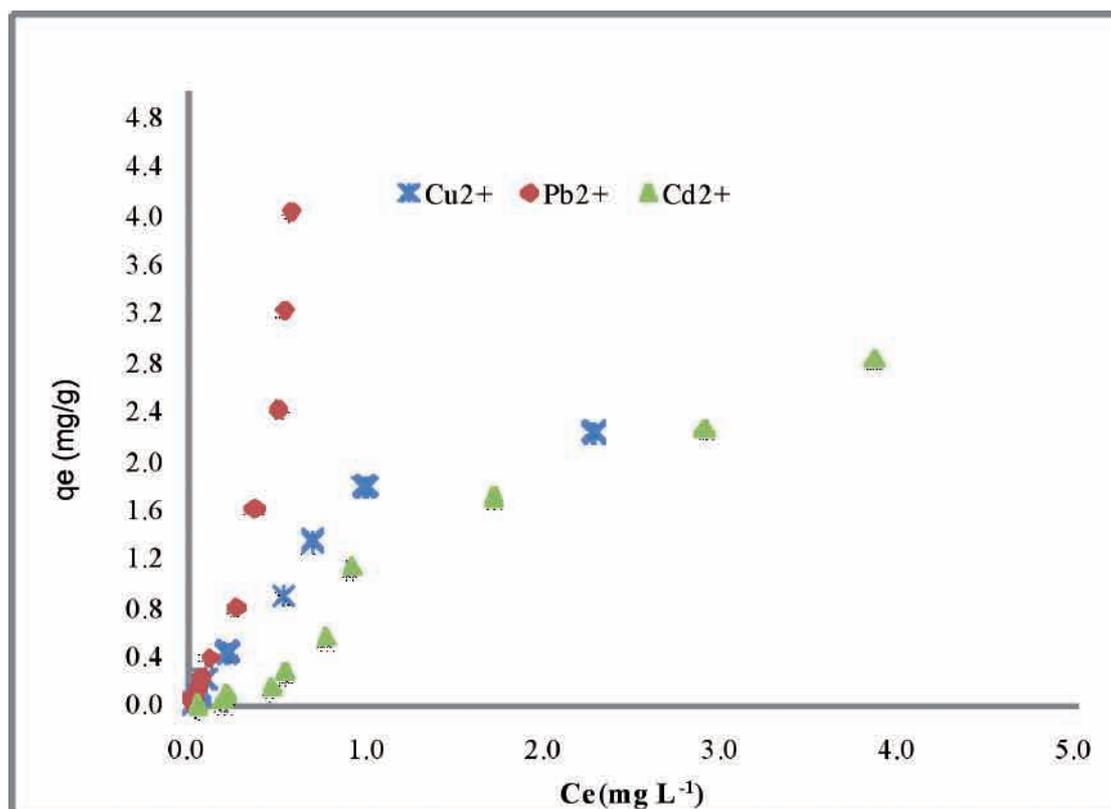


Figure 2. Sorption isotherms of Pb^{2+} , Cd^{2+} and Cu^{2+} on the soil at pH 6.0.

Distribution coefficient (K_d)

The distribution coefficient (K_d) is a useful index for comparing the sorptive capacities of different soils or materials for a particular ion under the same experimental (Alloway, 1995; Usman, 2008). Distribution coefficients have previously been used in studies of mobility and retention of trace elements in the soils (Katou *et al.*, 2001; Martin-Garin *et al.*, 2002; Magesan *et al.*, 2003; Voegelin et Kretzschmar, 2003; Jalali et Moharrami, 2007). This coefficient represents the sorption affinity of metal cations in solution for the soil solid phase and can be used as a valuable tool to study metal-cation mobility and retention in soils system (Gomes *et al.*, 2001). Table 2 shows the distribution coefficients (K_d).

A high K_d value indicates a high metal retention by the solid phase through sorption and chemical reactions, leading to a low potential bioavailability of the metal. However, a low K_d value indicates a high amount of the metal remains in the solution (Anderson et Christensen, 1988; Gomes *et al.*, 2001; Usman, 2008). Overall initial concentrations of heavy metals, the highest K_d values were found for Pb (6.66 L.g⁻¹) and followed by Cu (2.83 L.g⁻¹) and Cd (1.25 L.g⁻¹) (Table 2). According those results, the highest values obtained for Pb shows that it was the most retained cation. Therefore, Cu presented the lowest

K_d values. These results strongly suggest why (Berti et Jacobs, 1996) found that soil loading of Cd, Ni, and Zn appeared to be of greater environmental concern than Cr, Cu, and Pb and that the first group could accumulate in the tissue of plants grown on sludge-treated plots (Gomes *et al.*, 2001). Then, Cd and Cu may pose a risk to groundwater of Cul-de-Sac plain and plants more than Pb.

CONCLUSION

The results obtained in this study show that Pb sorption is significantly higher than those Cd^{2+} and Cu^{2+} . Single equilibrium sorption batch tests show that the adsorption these three metals onto the selected soil decreased in the order of $Cd^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+}$. Heavy metals adsorption in the sedimentary deposit of Cul-de-sac Plain is strongly affected by pH and the equilibrium concentration of the metals. In the future, it will be necessary to: (i) evaluate the competitive adsorption of these metals in multi-elements and modeling these process using classic models such as Langmuir and Freundlich model; (ii) to carry out some column tests in order to assess heavy metals progressive saturation on the soil. The results will be useful to sanity authorities of Port-au-Prince to protect water resources.

Table 2. Distribution coefficients (K_d) calculated for each added metal concentration for the soil.

Metal	Concentration added (mg L ⁻¹)	k_d (L g ⁻¹)
Pb	405.00	7.13
	324.00	6.10
	243.00	4.89
	162.00	4.50
	81.00	3.18
	40.50	3.76
	24.30	4.38
	16.20	4.76
	8.10	4.52
	4.05	6.66
Cd	287.50	0.73
	230.00	0.78
	172.50	1.00
	115.00	1.25
	57.50	0.74
	28.75	0.53
	17.25	0.37
	11.50	0.56
	5.75	0.31
	2.88	0.77
Cu	227.50	0.99
	182.00	1.83
	136.50	1.97
	91.00	1.71
	45.50	2.15
	22.75	2.83
	13.65	2.47
	9.10	2.32
	4.55	1.56
	2.28	1.74

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the AUF (Agence Universitaire de la Francophonie. PCSI – contract

number: 6315PS629) and the International Hydrological Programme of UNESCO for financing this study.

REFERENCES

- Adhikari T., Singh M. V. Sorption characteristics of lead and cadmium in some soils of India. *Geoderma*, 2003, vol. 114, pp. 81-92.
- Ajmal M., Khan A. H., Ahamd S., Ahmad A. Role of sawdust in the removal of copper (II) from industrial wastes. *Wat. Res.*, 1998, vol. 32, n° 10, pp. 3085-3091.
- Alloway B. J. Soil processes and the behavior of heavy metals. In: B. J. Alloway (Ed.), *Heavy Metals in Soils*. New York, NY :Blackie Academic and Professional Publication, 1995, pp. 368.
- Alvarez-Ayuso E., Garcia-Sanchez A., Querol X. Purification of metal electroplating waste waters using zeolites. *Water Res.*, 2003, 37 (20), p. 4855-4862.
- Anderson P. R., Christensen T. H. Distribution coefficients of Cd, Co, Ni and Zn in soils. *J. Soil Sci.*, 1988, vol. 39, pp. 15-22.
- Angerville R., Joseph O., Rony F.J., Balthazard-Accou K., Emmanuel E., Perrodin Y. Assessment of human exposures to lead in drinking water. In AIDIS (Ed.): *Proceedings of the XXIX Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, San Juan, Puerto Rico, 21-28 de agosto 2004, CDROM.
- ATSDR, Toxicological profile for lead, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (<http://www.ATSDR.cdc.gov>), U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, 1999.
- ATSDR, Draft toxicological profile for copper, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (<http://www.ATSDR.cdc.gov>). U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, 2002.
- Aziz H. A., Othman N., Yusuff M. S., Basri D. R. H., Ashaari F. A. H., Adlan M. N., Othman F., Johari M., et al. Removal of copper from water using limestone filtration technique: determination of mechanism of removal *Environment international*, 2001, vol. 26, n° 5, pp. 395-399.
- Bellir K., Bencheikh-Lehocine M., Meniai A.-H., Gherbi N. Study of the retention of heavy metals by natural material used as liners in landfills. *Desalination*, 2005, vol. 185, pp. 111-119.
- Benguella B., Benaissa H. Cadmium removal from aqueous solutions by chitin: kinetic and equilibrium studies. *Water Research.*, 2002, vol., pp. 2463-2474.
- Berti W. R., Jacobs L. W. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. *J. Environ. Qual.*, 1996, vol. 25, pp. 1025-1032.
- Bhattacharyya K. G., Gupta S. S. Adsorptive accumulation of Cd(II), Co(II), Cu(II), Pb(II), and Ni(II) from water on montmorillonite: Influence of acid activation. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2007, vol. 310, pp. 411-424.
- Bliefert C. and Perraud R. *Chimie de l'environnement air, eau, sols, déchets*. Bruxelles : De Boeck Université, 2001, 477 p.
- Bosso S. T., Enzweiler J. Evaluation of heavy metal removal from aqueous solution onto scolecite *Wat. Res.*, 2002, vol. 36, n° 19, pp. 4795-4800.
- Carré JC. Étude de l'impact des peintures laques et vernis sur l'environnement et la santé. Haïti : Ministère de l'Environnement & l'OPS/OMS, Port-au-Prince, 1997, 36 p.
- Chaturvedi P. K., Seth C. S., Misra V. Sorption kinetics and leachability of heavy metal from the contaminated soil amended with immobilizing agent (humus soil and hydroxyapatite). *Chemosphere*, 2006, vol., pp. 1109-1114.
- Emmanuel, E. Perrodin, Y. Fanfan, P.N. and Vermande, P. Impact of hospital wastewater on groundwater quality in Port-au-Prince and human health risk assessment for drinking water consumer. In AIDIS (Ed.): *Proceedings of the XXIX Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, San Juan, Puerto Rico, 21-28 de agosto 2004, CDROM.
- Emmanuel E., Angerville R., Joseph O. and Perrodin, Y. Human health risk assessment of lead in drinking water: a case study from Port-au-Prince, Haiti. *Int. J. Environment and Pollution*, 2007, Vol. 31, Nos. 3/4, pp.280-291.
- Gomes P. C., Fontes M. P., Da Silva A. G., Mendoca E. S., Netto A. R. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metal by Brazilian soils. *Soil Sci. Am. J.*, 2001, vol. 65, pp. 1115-1121.
- Harter R.D., Naidu R. An assessment of environmental and solution parameter impact on trace-metal sorption by soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2001, vol. 65, pp. 597-612.
- Hooda P. S., Alloway B. J. Effects of time and temperature on the bioavailability of Cd and Pb from sludge-amended soils. *Soil Sci.*, 1993, vol. 44, pp. 97-110.
- Inglezakis V.J. and Grigoropoulou H. Modeling of Ion Exchange of Pb²⁺ in Fixed Beds of Clinoptilolite. *Microporous and Mesoporous Mater.* 2003, 61 (1-3), p. 273-282.
- Jain C. K., Ram D. Adsorption of lead and zinc on bed sediments of the river Kali. *Wat. Res.*, 1997, vol. 31, pp. 154-162.
- Jalali M., Moharrami S. Competitive adsorption of trace elements in calcareous soils of western Iran. *Geoderma*, 2007, vol. 140, pp. 156-163.
- Keane MA. The removal of copper and nickel from aqueous solution using Y zeolite ion exchanger.

- Colloids and surfaces A. Physicochem. Eng. Aspects, 1998, 138, pp. 11-20.
- Katou H., Uchimura K., Clothier B. E. An unsaturated transient flow method for determining solute adsorption by variable-charge soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 2001, vol. 65, pp. 283-290.
- Kookama R. S., Naidu R. Effect of soil solution composition on cadmium transport through variable charge soils. Geoderma, 1998, vol. 84, pp. 235-248.
- Krishnamurti G. S. R., Huang P. M., Kozak L. M. Sorption and desorption of cadmium from soils: influence of phosphate. Soil Sci., 1999, vol. 164, pp. 888-898.
- Lai C.-H., Chen C.-Y., Wei B.-L., Yeh S.-H. Cadmium adsorption on goethite-coated sand in the presence of humic acid. Wat. Res., 2002, vol. 36, n° 20, pp. 4943-4950.
- Lindsay W. L., Norvell W. A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Sci. Am. J., 1978, vol. 42, pp. 421-428
- Magesan G. N., Vogeler I., Clothier B. E., Green S. R., Lee R. Solute movement through an allophanic soil. J. Environ. Qual., 2003, vol. 32, pp. 2325-2333.
- Markiewicz-Patkowska J., Hursthouse A., Przybyla-Kij H. The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit. Environment international, 2005, vol. 31, pp. 513-521.
- Martin-Garin A., Gaudet J. P., Charlet L., Vitart X. A dynamic study of the sorption and the transport processes of cadmium in calcareous sandy soils. Waste manage., 2002, vol. 22, pp. 201-207.
- Mathialagan T., Viraraghavan T. Adsorption of cadmium from aqueous solutions by perlite. J. Hazard. Mater, 2002, vol. 94, pp. 291-303.
- Mcbride M. B. Environmental Chemistry of Soils. New York.: Oxford Univ. Press, 1994.
- Mclean J. E., Bledsoe B. E. Behaviour of metals in soils. Washington: EPA Ground Water Issue. Environmental Protection Agency. EPA 540-S-92-018, 1992, 25 p.
- Mohan D., Singh K. P. Single- and multi-component adsorption of cadmium and zinc using activated carbon derived from bagasse - an agriculture waste. . Water. Res., 2002, vol. 36, pp. 2304-2318.
- Msaky J. J., Calvet R. Adsorption behaviour of copper and zinc in soils: influence of pH on adsorption characteristics. Soil Sci., 1990, vol. 150, pp. 513-522.
- Nuhoglu Y., Oguz E. Removal of copper(II) from aqueous solutions by biosorption on the cone biomass of Thuja orientalis. Process Biochem., 2003, vol. 38, pp. 1627-1631.
- Page A. L. Methods of soil analysis. Part 2 (ed.) Chemical and Microbiological Properties. Soil Science Society of America Journal. Madison, WI, USA 1982.
- Pérez-Marin A. B., Meseguer Zapata V., Ortuño J. F., Aguilar M., Sàez J., Lloréns M. Removal of cadmium from aqueous solutions by adsorption onto orange waste. Journal of Hazardous Materials 2007, vol. B139, pp. 122-131.
- Qin F., Wen B., Shan X.-Q., Xie Y.-N., Liu T., Zhang S.-Z., Khan S. U. Mechanisms of competitive adsorption of Pb, Cu, and Cd on peat. Environmental pollution, 2006, vol. 144, pp. 669-680.
- Rieuwerts J. S., Thornton I., Farago M. E., Ashmore M. R. Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. Chem. Speciat. Bioavailab, 1998, vol., n° 10, pp. 61-75.
- Sajidu S., Persson I., Masamba W., Henry E., Kayambazinthu D. Removal of Cd²⁺, Cr³⁺, Cu²⁺, Hg²⁺, Pb²⁺ and Zn²⁺ cations and AsO₄³⁻ anions from aqueous solutions by mixed clay from Tundulu in Malawi and characterisation of the clay. Water SA. 32: 8.
- Sevil V., Bilge A. Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. Journal of Hazardous Materials, 2007, vol. 149, pp. 226-233.
- Taty-Costodes V. C., Fauduet H., Porte C., Delacroix A. Removal of Cd (II) and Pb (II) ions from aqueous solutions by adsorption onto sawdust of Pinus Sylvestris. J. Hazard. Mater, 2003, vol. B105, pp. 121-142.
- Tran Y. T., Barry D. A., Bajracharya K. Cadmium desorption in sand. Environment international, 2002, vol. 28, pp. 493-502.
- Usman A. R. A. The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley, Egypt. Geoderma, 2008, vol. 144, pp. 334-343.
- Voegelin A., Kretzschmar R. Modelling sorption and mobility of cadmium and zinc in soils with scaled exchange coefficients. Eur. J. Soil Sci., 2003, vol. 54, pp. 387-400.

EVALUACIÓN DE MÉTODOS HIDROLÓGICOS PARA LA COMPLETACIÓN DE DATOS FALTANTES DE PRECIPITACIÓN EN ESTACIONES DE LA REGIÓN DEL MAULE, CHILE.

EVALUATION OF HYDROLOGIC METHODS FOR COMPLETING RAINFALL MISSING VALUES IN MAULE REGION OF CHILE

Roberto Pizarro ¹, Paula Ausensi ², Dayanna Aravena ²,
Claudia Sangüesa ¹, Lastenia León ², Francisco Balocchi¹

Resumen

Este estudio evalúa la aplicabilidad de distintos métodos para la estimación de datos faltantes de precipitación puntual, en ocho estaciones pluviográficas de la Región del Maule, Chile. Estos métodos corresponden a correlación lineal, completación por razones de distancia, completación por promedios vecinales, completación por razones promedio y completación por correlación con estaciones vecinas, propuestos por UNESCO-ROSTLAC, en 1982, en el marco del balance hídrico para América del Sur. Además se agregó un sexto método, el de completación por regresiones múltiples. Los métodos se analizan a través del coeficiente de determinación (R^2), error estándar de estimación (EEE), test de concordancia de Bland y Altman y análisis de varianza, con los que se determina que método presenta mejor ajuste para la región. Según el análisis de Bland y Altman, el mejor método de completación fue el de regresión múltiple con 2 y 3 estaciones cercanas, lo que además se corrobora con los valores obtenidos del R^2 y el EEE. Asimismo, los errores estándar de los otros métodos estudiados fueron demasiado altos, lo que los hace no recomendables, excepto el de correlación con estaciones vecinas que tiende a acercarse en sus resultados al de regresiones múltiples.

Palabras clave: Completación datos faltantes, precipitación puntual.

Abstract

This study evaluates the applicability of different methods for the estimation of rainfall missing values, through eight raingauge stations in Maule Region of Chile. These methods were linear correlation, distance rate, local averages, mean rates and correlation with nearby stations, proposed by UNESCO-ROSTLAC in 1982, within the framework of the hydrologic balance for South America. In addition, was added another method named multiple regressions. These methods were analyzed through different statistical methods; these were determination coefficient (R^2), standard error of estimation (EEE), test of agreement of Bland and Altman and analysis of variance, in order to define the best goodness of fit method. According to the analysis of Bland and Altman, the best method of completing missing rain value, was multiple regression with 2 and 3 nearby stations. This result is also validated by R^2 values, and also validated by standard error of estimation. On the other hand, the other methods studied, showed important differences between real values and estimated values, so it was concluded that multiple regressions is the best method to complete missing rain value.

Keywords: Rainfall missing value; rainfall data base; rainfall estimation.

INTRODUCCIÓN

En la mayoría de los estudios relacionados con hidrología y en investigaciones de los recursos naturales o relacionados con el medio ambiente, el punto de partida es la estimación de las precipitaciones (Tapiador *et al*, 2003). Por ello, conocer el comportamiento y la forma de evaluación que tiene la precipitación es de gran importancia (Aparicio, 2001).

En la estimación de la precipitación, cuando hay carencia de datos, existen diversos métodos que van desde avanzadas tecnologías como el uso de satélites, programas estadísticos y modelaciones hidrológicas (Smith *et al*, 1997), que por su elevado

costo, no son de masiva utilización, hasta los métodos tradicionales, que son más factibles de utilizar. Estos últimos, se basan en fórmulas matemáticas simples, en donde se establecen relaciones entre estaciones patrones o cercanas (con datos completos) y la estación con carencia de información pluviométrica. De esta forma, se pueden mencionar métodos estadísticos como promedios simples, regresiones lineales múltiples o modelos de series de tiempo (Kim *et al*, s.f.). Por otra parte, una de las modelaciones hidrológicas estadísticas que identificaron en décadas pasadas el problema de la falta de datos, el estudio realizado utilizó el modelo espacial normal de primer orden de Marcov; dicha investigación observó datos de sectores contiguos para estimar los valores

¹: Universidad de Talca, Facultad de Ingeniería Forestal, 2 Norte 285, Código Postal 3465548, Casilla Postal 747 y 721.
e-mail: rpizarro@utalca.cl

²: Dirección General de Aguas, . Ministerio de Obras Públicas de Chile

faltantes de precipitaciones en donde; los resultados arrojaron que es un buen modelo empírico para la estimación de los datos de precipitación para las ciudades de Kansas y Nebraska (Haining, 1984)..

Bajo el contexto de la metodología tradicional, la presente investigación compara cinco métodos de completación de datos para la estimación de precipitación puntual, cuando hay carencia de información en distintas estaciones pluviométricas de la Región del Maule, Chile, con el fin de evaluar la calidad de la predicción de dichos métodos, para su posterior recomendación.

MÉTODO

La investigación fue realizada en 8 estaciones de la Región de Maule, Chile (figura 1, tabla 1), la que se extiende entre los 34° 41' y 36° 33' de latitud Sur (IGM, 1985). La zona se encuentra dominada por condiciones anticiclónicas durante gran parte del año y por condiciones frontales intermitentes durante el invierno. Las precipitaciones son casi exclusivamente de origen frontal y se concentran en los meses de mayo y agosto, donde precipita entre un 70% ó 75% del total anual; entre octubre y marzo ocurre la estación seca, que se prolonga entre 4 y 6 meses.

Tabla 1. Coordenadas UTM estaciones pluviométricas utilizadas.

Estación con carencia de información	Coordenadas UTM	
	Este	Norte
Armerillo	309995	6047229
Colorado	294700	6056138
Gualleco	228487	6096938
Huapi	296125	6059871
El Guindo	286227	6094789
Pencahue	242669	6082024
San Javier	256902	6057037
Talca	260939	6075651



Figura 1. Ubicación estaciones pluviográficas

Descripción de los métodos de completación de información de datos faltantes

Para la determinación de los datos faltantes se utilizan variados métodos, los cuales normalmente se basan en fórmulas empíricas, donde se relacionan determinadas variables hidrológicas que, independientemente de su base teórica, responden a la estructura de un estudio estadístico (Mintegui y López, 1990).

En Chile, se utilizan diversos procedimientos para la estimación de la precipitación puntual, cuando hay carencia de información, principalmente los métodos del "Balance Hídrico para América del Sur" (UNESCO-ROSTLAC, 1982).

Completación por regresión lineal

Este método es uno de los más utilizados; se recomienda para la estimación de datos mensuales y anuales de la estación en estudio y las de una estación pluviométrica cercana, que cuente con una estadística consistente y observada. Para ello se requiere establecer una regresión y correlación lineal entre una estación patrón y la estación que tenga carencia de información, mediante una ecuación lineal de dos variables (1), del tipo:

$$\hat{y} = a + b * x \quad (1)$$

Donde;

\hat{Y} = Valor estimado de la precipitación para la estación carente (mm).

x = Valor de precipitación registrado en la estación patrón (mm).

a, b = constantes de regresión.

Este método, a pesar de ser de muy fácil aplicación, no puede ser aplicado indiscriminadamente, dado que es necesario saber si la calidad del ajuste es buena o mala. Una mala calidad del ajuste, puede llevar a la generación de información sin consistencia, lo cual en lugar de mejorar la situación, la empeora por la agregación estadística de datos no representativos de la realidad que se pretende (UNESCO-ROSTLAC, 1982).

Por esta razón, es posible utilizar el coeficiente de correlación como una forma de establecer la calidad de los datos. Con la determinación del coeficiente de correlación (R), se puede estimar el grado de correlación lineal que existe entre las estaciones en estudio, y cuyo valor oscila entre $-1 \leq R \leq 1$, donde el valor 0 indica una correlación nula, en tanto los valores 1 y -1 , denotan una correlación total. En términos hidrológicos, se considera aceptable una regresión cuyo valor de R sea mayor a 0,8 ó menor que $-0,8$ (Pizarro *et al*, 1993). Además deben utilizarse distintos métodos estadísticos, que permitan evaluar la calidad de los ajustes obtenidos.

Completación por razones de distancias

Este método se utiliza para la estimación de datos menores de un año, en zonas planas no montañosas; las estaciones deben tener una disposición espacial lineal como la que se muestra en la Figura 2.

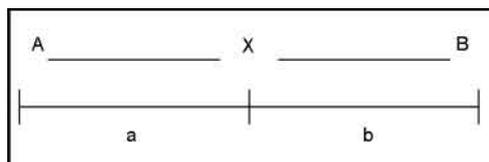


Figura 2. Disposición espacial para la completación, por razones de distancia. (Fuente: Pizarro et al, 1993).

Donde; X = Representa la posición de una estación con carencia de información; A y B = Señala la presencia de estaciones con información completa; a y b = Representa la distancia sobre un plano desde la estación X.

La estación con carencia de datos debe quedar entre dos estaciones que presenten una estadística completa; así, y utilizando la siguiente expresión (2), se puede estimar el dato faltante.

$$PX = PA + a * \left[\frac{(PB - PA)}{(a + b)} \right] \quad (2)$$

Donde;

PX, PA, PB, representan la precipitación para las estaciones X, A y B, respectivamente, para el período en estudio.

En este método se ocupan las precipitaciones y las distancias, por lo tanto se asume que existe una variación lineal de las precipitaciones, en función de la disposición espacial.

Estamethodologíaesunadelasutilizadasporhidrólogos e ingenieros en la estimación de precipitaciones para estudios realizados en Sudáfrica, cuyas proyecciones son de alta importancia especialmente para los países que carecen de agua (Lynch, 1998).

Completación por promedios vecinales

Se utiliza para la completación de datos menores de un año, en zonas planas no montañosas. Se debe considerar la distribución espacial en donde la estación con carencia de datos, queda ubicada al centro de tres estaciones con estadística completa (figura 3).

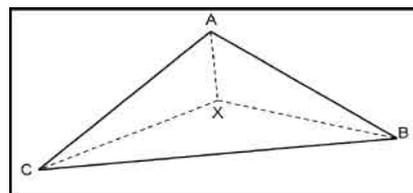


Figura 3. Disposición espacial para la completación de datos por promedios vecinales (Pizarro et al, 1993)

Donde; X, A, B y C representan la disposición espacial de cuatro estaciones pluviométricas y donde la estación X es la que presenta carencia de información.

De cumplir con esto, es posible la utilización de la expresión (3) para estimar las precipitaciones.

$$PX = \sum_{i=1}^n \frac{P_i}{n} \quad (3)$$

Donde; Pi = Precipitación de la estación i en el período de estudio; n = Número total de estaciones.

Este método, es básicamente una estimación que resulta del cálculo de un promedio aritmético en las n estaciones vecinas existentes.

Completación por razones promedio

Es complementario al método anterior, y se define por la siguiente base conceptual. Si en una zona cualquiera, la precipitación normal de la estación X, difiere en más de un 10% con alguna de las estaciones vecinas, entonces es necesario aplicar la ecuación (4) (UNESCO-ROSTLAC, 1982; Linsley et al, 1988; Pizarro et al, 1993):

$$Px = \frac{\bar{P}_X}{N} * \left[\frac{PA}{\bar{P}_A} + \frac{PB}{\bar{P}_B} + \dots + \frac{PN}{\bar{P}_N} \right] \quad (4)$$

Donde; $\bar{P}_X, \bar{P}_A, \bar{P}_B, \dots, \bar{P}_N$ = promedio normal de las precipitaciones anuales registradas en un período común para las N estaciones y la estación X; PA, PB, ...PN = precipitación en las N estaciones durante el período que falta en X.

Lo que se logra al aplicar este método, es realizar una estimación para la estación faltante, en función de las relaciones entre las precipitaciones de un período en estudio y las precipitaciones normales (Pizarro et al, 1993).

Cabe señalar que se entiende por precipitación normal, el promedio de los últimos treinta años; de no contarse con los registros de esta duración, se puede establecer un periodo común a las estaciones en análisis, que se sugiere sea mayor o igual a 20 años en lo posible.

Completación por correlación con estaciones vecinas

Aquí se utilizan las precipitaciones estimadas a partir de correlaciones entre la estación con carencia de datos y cada una de las estaciones vecinas, a los que se asocian los coeficientes de correlación respectivos (UNESCO-ROSTLAC, 1982). Su expresión matemática definida en la ecuación (5) es la siguiente:

$$PX = \frac{PXA * rXA + PXB * rXB + \dots + PXN * rXN}{rXA + rXB + \dots + rXN} \quad (5)$$

Donde; PX = Valor estimado de precipitación en X .

PXi = Valor estimado de precipitación en X , a partir de las regresiones con cada una de las i estaciones.

rXi = Coeficiente de correlación entre los registros de la estación X , y cada una de las i estaciones.

A, B, \dots, N = Estaciones consideradas.

Este método sirve para la completación de información de tipo anual, y su uso es sólo recomendable cuando el coeficiente de correlación del método de correlación lineal, no supera la barrera del valor $\pm 0,8$ (CAZALAC, 2005).

Completación por regresiones múltiples

Este método, es una extensión del método de regresión simple y su forma de estimar la precipitación se basa en la expresión matemática (6):

$$\hat{Y} = a + bX_1 + cX_2 + dX_3 + \dots + nX_i \quad (6)$$

Donde; \hat{Y} = Valor de precipitación estimada para la estación con carencia de Información; X_i = Valor de precipitación en estaciones con información completa.

a, b, c, n = Constantes de regresión.

Este método es utilizado en esta investigación, con el fin de investigar sus capacidades frente a los otros métodos tradicionales ya descritos, cuyos resultados presentan falencias importantes.

Por otra parte, existe otro método de amplia difusión en el mundo, denominado método Kriging, el cual ha sido ampliamente aplicado a varios tópicos de la investigación hidrológica, en particular la estimación espacial de la lluvia y las propiedades del suelo (Chang et al, 1999), lo que también se muestra en los trabajos de Yu y Chen (1996 y 1997) que estudiaron las fórmulas regionales de las curvas Intensidad Duración Frecuencia, IDF, y su extensión en zonas sin pluviómetros, y Yu et al (2004), que propusieron un acercamiento alternativo basado en las propiedades fractales de la lluvia, para construir las fórmulas de escalamiento de la IDF. Sin embargo, este método requeriría un estudio

por sí mismo, dado que involucra una serie de pasos estadísticos y contar con una amplia gama de datos, todo lo cual excede los objetivos de este estudio, que pretende analizar los métodos propuestos por la metodología de elaboración del balance hídrico de América del Sur, propuesta por Unesco en 1982 y que ha tenido sucesivas actualizaciones.

En relación a los datos requeridos para la aplicación de los métodos de completación de datos faltantes, éstos corresponden a los valores de precipitación mensual de las 8 estaciones consideradas para el estudio y para un período de 15 años. De este modo, se obtuvo un total de 180 datos mensuales por estación. Con esta información se hizo una selección aleatoria del 20% de los datos por estación, los que fueron considerados como faltantes, con el fin de generar vacíos de información, para posteriormente establecer las comparaciones entre las precipitaciones reales y las estimadas.

Se debe señalar que para poder utilizar de forma comparativa los métodos, se estableció que los meses en los cuales se eliminó la información, debían ser los mismos en cada estación.

Una vez establecidos los vacíos de información mensual, los datos que se extrajeron se consideraron como la precipitación real, que fue la base para establecer las comparaciones entre los distintos métodos (Tabla 2).

Para la aplicación del método de completación por regresión lineal, se establecieron regresiones lineales simples, entre los valores de las precipitaciones que no fueron eliminados para la estación X , y los valores de la 1ª, 2ª y 3ª estación más cercana (Tabla 3).

Para comprobar la calidad de los ajustes, fue necesario aplicar los supuestos de normalidad, a través del Test de Kolmogorov – Smirnov y el gráfico de probabilidad normal de residuos; el supuesto de homocedasticidad, por medio del gráfico de residuos; y el supuesto de no autocorrelación o independencia, utilizando para ello el método d de Durbin-Watson, apoyado en el gráfico de residuos versus el tiempo.

En relación a los supuestos de regresión lineal, cabe destacar que si el objetivo del modelo que se quiere ajustar es únicamente la estimación puntual, (como lo es en el caso de los métodos de completación), el método de los mínimos cuadrados en conjunto con el coeficiente de determinación R^2 , son suficientes, y no es necesario que se cumplan los supuestos clásicos de regresión (Gujarati, 1992). Sin embargo, con el fin de tener una mejor herramienta de decisión y comparar los resultados del estudio con algunas extensiones de éste, de igual forma se obtuvieron los modelos con sus respectivos supuestos clásicos de regresión.

Por otro lado, para el método de completación por razones de distancias, la estación con carencia de información debe estar al centro de dos estaciones que tengan estadística completa. Por ello, en primer lugar fue necesario establecer qué estaciones podían

Tabla 2. Precipitaciones reales que fueron eliminadas en cada estación.

Año	meses	Estaciones							
		Armerillo	Colorado	El Guindo	Gualleco	Huapi	Pencahue	San Javier	Talca
1989	ene	5,5	3,5	3,0	1,5	1,5	6,3	5,8	3,0
	oct	50,0	38,0	23,0	11,0	24,0	8,0	8,5	10,6
	nov	6,0	2,5	7,0	0,0	2,0	0,0	2,5	1,7
1990	abr	108,9	50,2	41,0	41,1	50,0	25,3	41,5	22,3
	nov	82,5	47,8	21,5	14,7	30,5	17,6	29,0	19,5
1991	ene	11,5	3,5	2,0	20,1	6,0	24,0	21,0	8,7
	mar	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	abr	150,0	70,2	45,5	16,4	55,9	20,9	33,7	24,7
1992	jun	438,1	286,0	117,5	114,5	170,5	149,1	171,1	155,3
	jul	159,3	134,3	46,5	36,5	62,0	22,1	41,3	28,2
1993	agost	199,6	152,5	66,5	117,7	99,0	121,0	106,7	95,6
	jul	223,9	159,0	69,5	89,9	138,5	60,1	95,4	85,3
1995	oct	65,4	52,5	10,0	5,9	0,0	9,2	34,5	14,7
	dic	113,4	37,5	9,0	9,3	0,0	2,5	10,6	9,6
1996	nov	1,0	0,8	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0
1996	mar	41,9	9,2	1,0	0,0	5,0	4,0	5,7	4,8
	oct	33,0	8,5	6,5	0,0	10,0	5,6	3,5	5,9
1997	jun	1034,2	595,5	327,5	375,0	423,5	345,3	350,0	315,4
	oct	151,0	87,9	16,0	84,5	76,2	69,9	59,9	56,0
1998	jun	66,0	34,5	13,5	14,0	18,0	13,3	22,6	12,8
	agost	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1999	agost	433,0	218,5	135,2	133,0	172,0	80,8	103,5	85,5
	sep	469,5	351,0	202,0	237,5	228,0	196,3	210,8	199,1
2000	abr	57,0	27,0	5,5	6,0	9,0	9,7	8,9	8,5
	may	110,9	71,4	45,0	40,5	57,0	24,4	49,0	23,1
	jun	1373,0	823,3	418,5	549,0	613,0	459,2	395,7	408,0
	sep	525,0	357,5	176,0	257,0	227,0	188,4	235,4	154,6
2001	mar	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	jun	241,0	154,2	56,0	123,1	42,7	95,9	77,3	77,6
2002	ene	3,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0
	jul	439,6	246,0	170,5	189,0	196,0	119,4	127,2	118,7
2003	ene	71,1	88,5	44,0	20,0		0,0	35,0	32,9
	may	204,0	126,5	89,5	139,0	94,0	112,0	75,3	58,2
	agost	44,0	53,0	42,0	36,0	47,5	34,5	46,6	54,5
	oct	146,0	75,0	29,0	28,5	66,0	17,2	24,2	15,0
	nov	124,0	80,0	48,0	64,0	51,0	53,5	75,2	46,4

Tabla 3. Esquema para la aplicación del método de regresión lineal.

Estación con falta de datos (Y)	Estaciones utilizadas (X), para la estimación de la precipitación (Y)		
	1ª estación más cercana	2ª estación más cercana	3ª estación más cercana
Armerillo	Colorado	Huapi	San Javier
Colorado	Armerillo	Huapi	San Javier
Huapi	Colorado	El Guindo	Talca
El Guindo	Talca	Huapi	San Javier
Gualleco	Pencahue	Talca	San Javier
Pencahue	Gualleco	Talca	San Javier
San Javier	Talca	Pencahue	Huapi
Talca	San Javier	Pencahue	El Guindo

Tabla 4. Esquema para la aplicación del método de razones de distancias.

Estación con carencia de información	Estación A	Estación B
Armerillo	Colorado	Huapi
Colorado	Armerillo	Gualleco
Gualleco	El Guindo	Colorado
Huapi	El Guindo	Pencahue
El Guindo	Huapi	Gualleco
Pencahue	Huapi	Colorado
San Javier	Talca	Pencahue
Talca	Huapi	Pencahue

estimar a las otras (Tabla 4), para posteriormente calcular las distancias entre las estaciones seleccionadas. Así, para determinar las distancias entre las estaciones, éstas fueron ubicadas en una carta topográfica con una escala 1:500.000; se eligió esta escala, ya que permite visualizar todas las estaciones en la misma carta.

El método de completación por promedios vecinales considera una disposición espacial de tipo triangular, y requiere de tres estaciones para estimar la precipitación en la estación que tiene información faltante. Dada esta condición, sólo fue posible aplicarlo a 5 de las 8 estaciones (Tabla 5), ya que

las estaciones de Armerillo, Colorado y Gualleco, no cumplieron con la disposición espacial necesaria.

En relación al método de completación por razones promedio, éste es complementario al método de promedios vecinales, por lo que se ocupó la misma conformación espacial de las estaciones. Además, fue necesario calcular la precipitación normal para cada estación, que para este caso se hizo a través del cálculo del promedio aritmético anual de los últimos 15 años y no de los 30 como se sugirió anteriormente, y por que sólo se pretende comparar el comportamiento de los distintos métodos de completación.

Tabla 5. Esquema para la aplicación del método de promedios vecinales.

Estación con carencia de información	Estación A	Estación B	Estación C
Talca	Pencahue	San Javier	El Guindo
San Javier	Colorado	Huapi	Talca
Pencahue	Gualleco	Talca	San Javier
El Guindo	Huapi	Talca	Pencahue
Huapi	Armerillo	El Guindo	San Javier

Para la aplicación del método de completación por correlación con estaciones vecinas, se utilizaron las estimaciones hechas con la completación por regresión lineal y sus respectivos coeficientes de correlación (R), para cada una de las estaciones. Las correlaciones con estaciones vecinas se realizaron

en dos escenarios; el primero, con dos estaciones y, el segundo, con tres estaciones, con el fin de establecer si el número de estaciones incluidas en la estimación, tiene relación con la calidad de ésta (Tabla 6 y 7).

Tabla 6. Configuración del método de completación por correlación con estaciones vecinas, con dos estaciones.

Estación con carencia de información.	Estación A	Estación B
Armerillo	Huapi	Colorado
Colorado	Huapi	Armerillo
Gualleco	Talca	Pencahue
Huapi	Colorado	El Guindo
El Guindo	Talca	Huapi
Pencahue	Talca	San Javier
San Javier	Talca	Pencahue
Talca	Pencahue	San Javier

Tabla 7. Configuración del método de completación por correlación con estaciones vecinas, con tres estaciones.

Estación con carencia de información	Estación A	Estación B	Estación C
Armerillo	Huapi	Colorado	Pencahue
Colorado	Huapi	Armerillo	Pencahue
Gualleco	Talca	Pencahue	San Javier
Huapi	Colorado	El Guindo	Talca
El Guindo	Talca	Huapi	Colorado
Pencahue	Talca	San Javier	Gualleco
San Javier	Talca	Pencahue	Gualleco
Talca	Pencahue	San Javier	Gualleco

Después de la aplicación de los métodos de completación, se observó que los valores de los errores eran demasiados altos para la calidad de R^2 que se observaba, por lo que se decidió incluir un sexto método de completación, el de regresiones múltiples. Este método lo que busca es establecer si la cantidad y calidad de las estimaciones hechas con el método de correlación lineal, se ve afectada por la cantidad de estaciones incluidas. A modo de poder realizar comparaciones, se ocupó la misma conformación de estaciones utilizadas para el método de correlación con estaciones vecinas.

Análisis comparativo de la calidad de la estimación

Una vez obtenida la información faltante, se hizo una comparación entre los valores reales y los valores estimados a través de los diversos métodos de completación. Así, se analizaron los resultados generados por cada uno, comparándolos entre sí para detectar diferencias estadísticamente significativas entre ellos.

Para detectar estas diferencias, se aplicaron las siguientes medidas de bondad de ajuste:

Coefficiente de Determinación (R^2): que expresa el porcentaje de la variación total de las precipitaciones reales, que son explicadas por el método de completación.

Error Estándar de Estimación (EEE): Permite calcular la disparidad promedio entre los valores reales de precipitación y los estimados., en donde los valores cercanos a cero indican la buena descripción de la precipitación, que hace el método aplicado (Caro, 2001). Dado que los valores que resultan de esta prueba, son inherentes al tipo de información utilizada, no son directamente comparables con los resultados de otro conjunto de datos (Sánchez, 2001).

Test de concordancia de Bland y Altman (ACBA): Se basa en las diferencias promedio existentes entre el valor real y el estimado, y la comparación de las gráficas residuales. Esta última prueba permite además, apreciar la homogeneidad del error en la misma unidad de medida que los datos (Bland y Altman, 1999; Dunn y Roberts, 1999). En

términos estadísticos, el nivel de concordancia lo asignan las diferencias promedio (dp) entre el valor real y el estimado y la desviación estándar (SD) de dichas diferencias. Además, establece un límite de concordancia (LC) con un 95% del nivel de significación, definido por la expresión (7):

$$LC = dp \pm 1.96 * SD \quad (7)$$

Análisis de Varianza (ANOVA): permite definir si existen o no diferencias significativas entre los modelos. Corresponde a un procedimiento utilizado para descomponer la variabilidad total de un experimento en componentes independientes que pueden asignarse a causas distintas, como la variación entre y dentro de los modelos (Peña, 1995; Marabolí, 2000). El diseño experimental aplicado lleva a cabo pruebas de hipótesis de efectos fijos de tratamientos (modelos) cuyas hipótesis son:

Ho: Los efectos de los métodos sobre la media son iguales

Ha: Los efectos de los métodos son distintos, es decir, al menos uno de los métodos difiere significativamente de los demás.

El criterio utilizado para determinar la significancia estadística, establece que si el valor p es menor o igual que el nivel de significación $p \leq 0,05$, entonces existe evidencia significativa en contra de Ho (Cid et al, 1990).

RESULTADOS

En el tabla 8 se entregan los valores del coeficiente de determinación (R^2) y el error estándar de estimación (EEE) para cada estación, según el método aplicado.

Los Errores Estándar obtenidos en la mayoría de las estaciones, presentaron grandes diferencias entre los distintos métodos de completación utilizados para la misma estación. Asimismo, los errores fueron más altos de lo que se esperaba. Se observó que las mayores diferencias se presentan para la estación Armerillo, la cual a pesar de presentar valores de R^2

Tabla 8. Coeficiente de Determinación (R²) y Error Estándar de Estimación (EEE).

Método	Armerillo		Colorado		Huapi		El Guindo		Gualleco		Pencahue		San Javier		Talca	
	R ²	EEE	R ²	EEE	R ²	EEE	R ²	EEE	R ²	EEE	R ²	EEE	R ²	EEE	R ²	EEE
Razones de Distancia	0,68	164,9	0,94	43,9	0,94	31,7	0,95	21,4	0,93	32,1	0,98	13,2	0,96	17,8	0,97	15,4
Promedios Vecinales	-	-	-	-	0,87	46,7	0,95	22,1	-	-	0,98	13,2	0,77	46,1	0,98	13,7
Razones Promedios	-	-	-	-	0,98	20,4	0,96	19,0	-	-	0,93	25,7	0,96	18,5	0,98	12,0
Correlación con Estaciones Vecinas (2 estaciones)	0,0	333,6	0,99	7,2	0,99	5,7	0,98	14,9	0,84	14,9	0,98	2,5	0,99	6,3	0,98	11,9
Correlación Con Estaciones Vecinas (3 estaciones)	0,0	474,1	0,05	173,4	0,95	27,9	0,96	18,3	0,89	40,8	0,99	11,1	0,99	4,3	0,96	18,5
Regresiones Múltiples (2 estaciones)	0,92	62,3	0,95	29,2	0,93	23,9	0,89	22,3	0,98	13,9	0,96	13,3	0,96	14,9	0,97	10,5
Regresiones Múltiples (3 estaciones)	0,93	61,1	0,97	20,9	0,94	22,7	0,91	21,8	0,98	13,7	0,98	9,8	0,96	14,6	0,97	10,4
Regresión Lineal simple (1ª más cercana)	0,92	64,1	0,93	33,9	0,93	23,9	0,89	24,4	0,98	14,5	0,98	11,0	0,96	15,2	0,96	13,3
Regresión Lineal simple (2ª más cercana)	0,89	72,2	0,92	38,3	0,84	37,5	0,83	27,6	0,96	19,5	0,96	13,7	0,94	18,1	0,96	12,7
Regresión Lineal simple (3ª más cercana)	0,87	82,9	0,91	42,1	0,85	36,4	0,89	24,4	0,94	21,9	0,94	16,9	0,93	27,9	0,89	21,9

- Método no aplicado

superiores a 0,8 (salvo en el método por correlaciones con estaciones vecinas con dos y tres estaciones que tuvo valores 0), presentó errores superiores a 60 mm residuales para todos los métodos. Por ello, el considerar al R^2 como un método válido de bondad de ajuste, es un error, ya que sólo sirve a modo de referencia y se debe aplicar con precaución, pues no mide qué tan apropiado es el método empleado (Montgomery y Runger, 1994).

Por otro lado, el EEE más bajo se obtuvo en la estación Pencahue con el método de correlación con estaciones vecinas con 2 estaciones que presentó un valor de 2,5 mm, con un R^2 de 0,98. En general en esta estación se presentaron bajos errores y elevados R^2 , los que fueron en todos los casos superiores a 0,93.

Para determinar la existencia de diferencias entre los distintos métodos utilizados para cada estación, se realizó un análisis de varianza (ANOVA), que mide el comportamiento de los efectos entre las medias de cada método (Tabla 9).

El resultado de esta prueba entregó que la única estación que manifestó diferencias significativas

entre los distintos métodos utilizados, con un valor p muy bajo (inferior a 0,05), fue Armerillo.

Lo señalado anteriormente muestra que ocurre un caso especial con esta estación, ya que por lo general en las otras estaciones, el método de correlación con estaciones vecinas y regresiones múltiples presentan resultados muy similares, en cambio en la estación de Armerillo, ello no ocurre.

DISCUSIÓN

Para determinar qué método fue el que estimó mejor los valores reales de precipitación media, se aplicó el test de concordancia de Bland y Altman (ACBA), para cada estación en particular; los datos que se ajustan mejor a los valores reales, son aquellos donde las diferencias promedio son menores. En la figura 4, se presentan las gráficas de las diferencias promedio entre los métodos utilizados para cada estación en donde, (**RD**): Razones de Distancia; (**PV**): Promedios Vecinales; (**RP**): Razones Promedio; (**CEV**, **i**): Correlación con estaciones vecinas: i : cantidad de estaciones incluidas; (**RM**, **p**): Regresiones Múltiples con p : Cantidad de estaciones Incluidas; (**R1**, **j**):

Tabla 9. ANOVA de métodos de completación de datos aplicados por estación.

Estación	vF	SC	GI	CM	FC	VALOR P
Armerillo	Dentro del grupo	9,4059e6	8	1,1757e6	5,09	0,0000*
	Entre grupos	7,2793e7	315	231092,0		
	TOTAL	8,2199e7	323			
Colorado	Dentro del grupo	808978,0	8	101122,0	1,96	0,0512
	Entre grupos	1,6262e7	315	51628,1		
	TOTAL	1,7071e7	323			
Huapi	Dentro del grupo	172904,0	10	17290,4	1,00	0,4388
	Entre grupos	6,6269e6	385	17212,9		
	TOTAL	6,79986e6	395			
El Guindo	Dentro del grupo	66736,9	10	6673,69	0,81	0,6240
	Entre grupos	3,1916e6	385	8289,99		
	TOTAL	3,2583e6	395			
Gualleco	Dentro del grupo	85091,4	8	10636,4	0,61	0,7709
	Entre grupos	5,5088e6	315	17488,3		
	TOTAL	5,5088e6	323			
Pencahue	Dentro del grupo	11691,1	10	1169,11	0,13	0,9993
	Entre grupos	3,3742e6	385	8764,16		
	TOTAL	3,3858	395			
San Javier	Dentro del grupo	77694,3	10	7769,43	0,85	0,5763
	Entre grupos	3,5004e6	385	9092,07		
	TOTAL	3,5781e6	395			
Talca	Dentro del grupo	74354,4	10	7435,44	0,84	0,5880
	Entre grupos	3,3984e6	385	8827,09		
	TOTAL	3,4727e6	395			

* Existe diferencias significativas entre los métodos de completación; por lo menos 1 es distinto de los demás

Regresión Simple: j : grado de cercanía desde la estación con falta de información hasta la estación que está estimando. 1: la más cercana, 2: la segunda más cercana; 3 : la tercera más cercana)

En la estación Armerillo (Figura 4a), el método de regresión múltiple, con 2 y 3 estaciones es el que más se acerca a los valores reales con una diferencia promedio de 0,27 mm y 6,01 mm respectivamente. Luego se puede observar un alza en la diferencia media hasta llegar a los 90 mm con el método de razones de distancia, pasando a superar los 100 mm de diferencia promedio entre datos reales y datos estimados, con los otros métodos. El método de regresión lineal con la estación San Javier, es el que arrojó los resultados más desfavorables, lo que se puede explicar por la ubicación de la estación San Javier, porque si bien ésta es una de las más cercanas, (en distancia lineal), no es representativa de lo que ocurre en la estación Armerillo, ya que se ubican en zonas climáticas distintas, donde Armerillo está en la precordillera andina y San Javier en la depresión intermedia del país.

Para la estación Colorado, el método que mejor ajusta a los valores reales también es el de regresiones múltiples, con 2 y 3 estaciones, y los que más difieren son correlación con estaciones vecinas, con 3 estaciones, y el método de regresión lineal con la 3ª estación más cercana. Gráficamente se refleja que existe una gran diferencia entre el método que estima mejor, que en este caso es el de regresión múltiple con dos estaciones (Huapi y Armerillo), y el que estima peor, el método de correlación con estaciones vecinas, que contempló 3 estaciones (Huapi, Talca y Penciahue) (Figura 4b).

En el caso de la estación Huapi, el método que obtuvo las menores diferencias promedio, fue el método de correlación con estaciones vecinas con 2 estaciones seguido del método de regresión múltiple con 3 estaciones, (Colorado, Armerillo y Talca). Los métodos restantes se comportan muy parecidos; la diferencia promedio más alta es de 35,49 mm, que se obtuvo con el método de regresión simple con la estación Talca. (Figura 4c).

En la estación el Guindo, el análisis de concordancia de Bland y Altman arroja que las diferencias promedio entre los métodos de completación, son muy parecidas entre sí, es decir, que no hay diferencias importantes entre los métodos de completación utilizados (Figura 4d). El método que obtuvo menor valor de diferencia promedio fue el método de razones de distancia, y el valor más alto se alcanzó con el método de regresión lineal con la estación Colorado, que es la 3ª más cercana.

Para la estación Gualleco se pudo establecer que las menores diferencias promedio entre los métodos de completación, se obtuvieron con el método de regresión múltiple con 2 estaciones

(Talca y Penciahue), que denotó un valor de 3,04 mm y, en el caso del método de regresión múltiple con 3 estaciones, (Penciahue, San Javier y Talca), se alcanzó los 4,78 mm. Con los otros métodos, las diferencias promedio fueron más altas variando entre los 11,81 mm y los 28,02 mm (Figura 4e).

En la estación Penciahue, los métodos de completación no difieren mucho de la precipitación real, ya que el mayor valor de diferencia promedio fue de 12,77 mm, (con el método de regresión lineal simple con la estación Gualleco) y, el más bajo 1,8 mm, con el método de regresión lineal simple con la estación Talca (Figura 4g).

Esto se puede explicar, como en las otras estaciones, por la relación que existe entre la ubicación espacial de la estación con carencia de información y las distancias de la estaciones que sirven para estimar la precipitación de la misma. En la depresión intermedia ocurre que las estaciones están más homogéneamente distribuidas, y las distancias entre ellas son más cortas.

El análisis de concordancia de Bland y Altman en la estación San Javier indica que las diferencias promedio de los métodos de completación son relativamente bajas. Van desde los 0,32 mm (con el método correlación con estaciones vecinas con 3 estaciones, Talca, Penciahue y Gualleco) y los 16,38 mm, con el método de regresión lineal con la estación Huapi (Figura 4f).

Para la estación Talca este test indica que de los métodos analizados, los que presentan menor diferencia promedio son los métodos de regresión múltiple con 2 estaciones (Penciahue y San Javier) y regresión múltiple con 3 estaciones (Penciahue, San Javier y Gualleco) con 1,38 mm y 1,28 mm, respectivamente. El método con el valor más alto es el de correlación con estaciones vecinas (Figura 4h).

En general se puede decir que las diferencias promedio entre los métodos de completación, fueron bajas y ningún método superó los 10 mm, lo que indica que los métodos aplicados, estiman bien a esta estación.

Con los resultados obtenidos después de la aplicación de los métodos de completación de datos faltantes, y para cada una de las estaciones utilizadas en este estudio, en el tabla 8 se puede observar las veces que los distintos métodos, fueron elegidos dentro de los tres mejores estimadores, en orden descendente, según el análisis de concordancia de Bland y Altman.

En general y a partir de los resultados entregados por los diferentes métodos, y principalmente a partir de lo que señala el test de Bland y Altman, los métodos más eficientes son los de regresión lineal, simple y múltiple, a lo cual se debe poner especial atención en el valor del EEE.

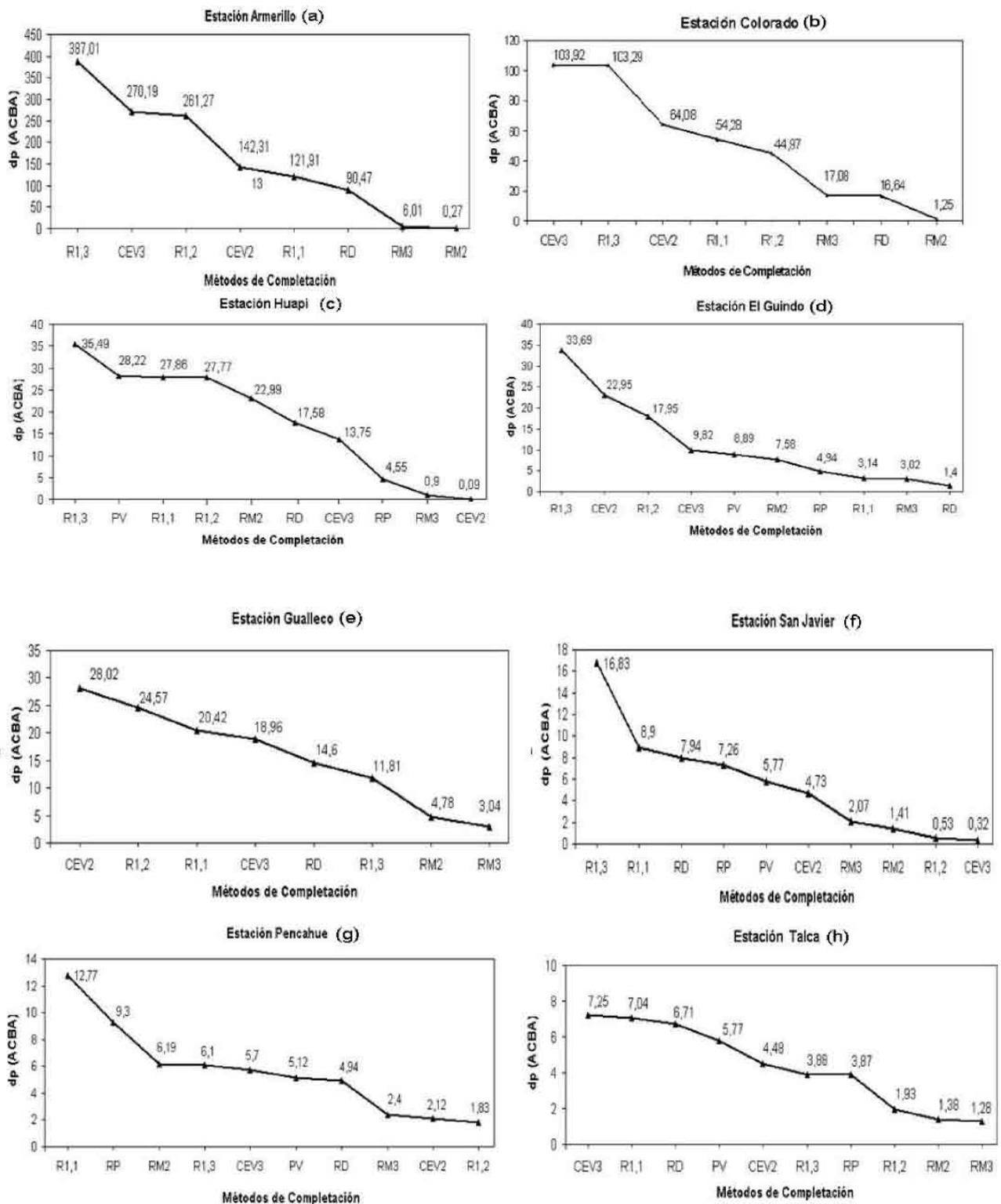


Figura 4. Diferencias promedio del Test de Concordancia de Bland y Altman, para las estaciones en estudio en donde, a) Estación Armerillo; b) Estación Colorado; c) Estación Huapi; d) Estación El Guindo; e) Estación Gualleco; f) Estación San Javier; g) Estación Péncahue y h) Estación Talca.

(RD: Razones de Distancia; PV: Promedios Vecinales; RP: Razones Promedio; CEV, i: Correlación con estaciones vecinas: i: cantidad de estaciones incluidas; RM, p: Regresiones Múltiples con p : Cantidad de estaciones Incluidas; R1, j : Regresión Simple: j : grado de cercanía desde la estación con falta de información hasta la estación que está estimando. 1: la más cercana, 2: la segunda más cercana, 3 : la tercera más cercana).

CONCLUSIONES

Sobre la base de los análisis desarrollados y considerando los objetivos planteados para el estudio, se concluye que para la completación de datos faltantes en la Región del Maule, el método que obtuvo mejores resultados, fue el método de Regresiones Múltiples, con 3 y 2 estaciones respectivamente.

Con respecto al método de regresión lineal simple, éste es uno de los más utilizados en Chile, por su fácil aplicación, dado que no requiere mucha información previa, sólo conocer el monto de las precipitaciones de las estaciones cercanas. Sin embargo, a pesar de ser el más recomendado en la literatura, en la práctica para las estaciones utilizadas en este estudio, no obtuvo los mejores resultados.

El método de razones de distancia también es de fácil aplicación, pero requiere de información adicional, como las distancias lineales, lo que hace preciso contar con una cartografía adecuada e instrumentos de medición, entre otros. Sin embargo, este método tampoco tuvo buenos resultados en el estudio.

El principal problema de aplicación del método de promedios vecinales, es la distribución espacial triangular que deben cumplir las estaciones, donde la estación con carencia de información se sitúa en el centro. Esto dejó estaciones en las cuales no fue posible estimar los datos faltantes. Además sus resultados también fueron deficientes.

El método de razones promedio complementa al anterior; en lo que respecta a su aplicación es más complicado, ya que a la disposición espacial triangular, se le agrega el promedio normal de las precipitaciones en las estaciones.

En relación al método de correlación con estaciones vecinas, éste generalmente se utiliza cuando los coeficientes de determinación R^2 del método de regresión lineal no superan $\pm 0,8$. Pero para este estudio y a modo de comparación, se decidió probar qué sucedía, inclusive obteniendo buenos coeficientes de correlación entre las estaciones. De este modo, los resultados obtenidos fueron muy favorables, ya que en 3 oportunidades se ubicó dentro de los tres mejores estimadores.

En relación al R^2 , este puede ser un buen indicador en una primera aproximación pero no lo suficiente para señalar calidad de ajuste, como es el caso de lo ocurrido con la estación Armerillo, que en la mayoría de los métodos aplicados presentó valores de R^2 superiores a 0,8, pero los EEE superaron los 60 mm.

En cuanto a los análisis realizados a los resultados, se puede señalar que la forma más certera de determinar cuál de los métodos se ajustó mejor a los datos reales, fue el análisis de concordancia de Bland y Altman, ya que éste relaciona directamente el dato real con el dato estimado en distintas dimensiones

ligadas a las desviaciones promedio, los límites y la desviación estándar.

Por otro lado, es recomendable al momento de estimar datos faltantes, contar con estaciones cercanas y confiables, ya que los mejores resultados se obtuvieron con las estaciones más cercanas, que no necesariamente son las más completas.

Al mismo tiempo, sería interesante extender este estudio a zonas áridas y semiáridas y a regiones húmedas, para poder establecer comparaciones, y determinar cuáles métodos se comportan de mejor manera dependiendo de la zona de aplicación.

Finalmente, se recomienda la aplicación del método de regresiones múltiples con 2 y 3 estaciones, para la completación de datos faltantes, y considerar de manera especial la estimación del EEE, porque un nivel bajo de esta medida de bondad de ajuste, asegura que la predicción se situará en marcos técnicos confiables.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Dirección General de Aguas de Chile, institución que facilitó la entrega de la información pluviométrica de la Región del Maule.

REFERENCIAS

- Aparicio, F. 2001. Fundamentos de hidrología de superficie. México. Editorial Limusa S. A.. 303 p
- Bland, J, Altman, D. 1999. Statistical methods in medical research. Measuring agreement in methods comparative studies. Vol. 8 (2) pp. 35-160
- Caro, J. 2001. Modelación de caudales recesivos para la cuenca del Río Purapel, Estación Nirivilo. Tesis de Pregrado. Talca. Universidad de Talca. 113p
- Centro del Agua para Zonas Áridas de América Latina y el Caribe (CAZALAC). 2005 Guía metodológica para la elaboración del mapa de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas de América Latina y El Caribe. Chile. 66p
- Cid, L., Mora, C., Valenzuela, M. 1990. Estadística matemática. Probabilidades e Inferencia Estadística. Departamento de Matemáticas. Facultad de Ciencias. Concepción: Universidad de Concepción. Chile. 319p
- Chang, T., Shyu, G., Lin, Y., Chang, N. 1999. Geostatistical Analysis of Soil Arsenic Content in Taiwan. Journal of Environmental Science and Health, Part A 34(7) pp. 1485-1501
- Dunn, G., Roberts, C. 1999. Statistical methods in medical research. Biostatistics group. The medical school. Modelling method comparison data. Vol. 8 (2) pp. 161-179
- Gujarati, D. 1992. Econometría. Segunda edición. México: Editorial Mc Graw-Hill Latinoamericana. 597p
- Haining, R., Griffith, D., Bennett, R. 1984. A statistical approach to the problem of missing spatial data

- using a first-order markov model. *The Professional Geographer*. Vol. 36 (3), pp. 338–345
- Instituto Geográfico Militar (IGM). 1985. Atlas geográfico de Chile. Talleres gráficos del Instituto Geográfico Militar de Santiago. Chile. 140 p
- Kim, T-W., Ahn, H., Ahn, Jae-H., Byeon, S-H., Wi, S-W., Kim, M. (s.f.) Estimating missing values of daily rainfall using classification techniques. Dept. of Civil and Environmental Engineering, Hanyang University, Ansan, Korea. 8 p
- Linsley, R., MKholer. 1988. Hidrología para Ingenieros. 2ª Edición. Editorial Mc Graw-Hill Latinoamericana. D.F. México. 386 p
- Lynch, S. 1998. Converting Point Estimates of Daily Rainfall onto a Rectangular Grid. Department of Agricultural Engineering, University of Natal, South Africa
- Marabolí, F. 2000. Evaluación de tres modelos precipitación- escorrentía (Budyco, Turc-Pike, Pizarro), en la cuenca del río Achibueno, VII Región, Chile. Tesis de pregrado. Universidad de Talca. Talca-Chile. 79 p
- Mintegui, J., López, F. 1990 La ordenación agrohidrológica en la planificación. Servicio central de publicaciones del gobierno Vasco. pp 306 – 1990
- Montgomery, D., Runger, G. 1994. Applied statistics and Probability for engineers. New York: Editorial Mc Graw-Hill
- Peña, D. 1995. Estadística. Modelos y métodos. Modelos lineales y series temporales. Editorial Alianza. Madrid
- Pizarro, R., González, P., Witterssheim, M., Saavedra, J., Soto, C. 1993. Elementos técnicos de hidrología III. Proyecto regional mayor sobre uso y conservación de recursos hídricos en áreas rurales de América latina y el caribe. Talca: Universidad de Talca. pp 135
- Sánchez, F. 2001. Análisis y evaluación comparativa de siete modelos precipitación-escorrentía (Budyko, Coutange, Grunsky, Peñuelas, Pizarro, Turc, Turc-Pike), en la cuenca del Río Malleco, IX Región. Tesis de pregrado. Talca: Universidad de Talca. 75p
- Smith, D., Kniveton, D., Barrett, E. 1997. Statistical modeling approach to passive microwave rainfall retrieval. *Journal of Applied Meteorology*. Vol. 37 (2) pp. 135–154
- Tapiador, F., Kidd, C., Levizzani, V., Marzano, F. 2003. A neural networks–based fusion technique to estimate half-hourly rainfall estimates at 0.1° resolution from satellite passive microwave and infrared data. *Journal of Applied Meteorology*, Vol. 43 (4) pp. 576–594
- UNESCO – ROSTLAC. 1982. Guía metodológica para la elaboración del balance hídrico de América de sur. Oficina Regional de Ciencias y Tecnología de la UNESCO para América latina y el Caribe. Montevideo. Uruguay. 129 p - España. 745p
- Yu, P., Chen, C. 1996. Extending the rainfall intensity-duration-frequency relationship to non-recording raingauges, *J. Chin. Inst. Eng.* (4) pp. 523-532
- Yu, P., Chen, C. 1997. Potencial of Extending the rainfall intensity-duration-frequency relationship to non-recording raingauges, *Hydrol. Process.*, (11) pp. 377-390
- Yu, P., Yang, T., Lin, C. 2004. Regional rainfall intensity formulas base on scaling property of rainfall, *Journal of Hydrology*, 295 (1-4) pp. 108-123

INSTRUCCIONES A LOS AUTORES

La revista Aqua-LAC es una publicación multidisciplinaria que contiene artículos, notas técnicas y reseñas en el campo de los recursos hídricos, tanto en su dimensión científica como en su dimensión económica y social.

Las contribuciones deben ser el resultado de una investigación original adecuadamente diseñada y que contenga un **título, resumen, palabras clave, introducción, metodología, resultados y discusión, conclusiones o consideraciones finales, agradecimientos (opcional) y referencias bibliográficas**. Los artículos presentados deben ser originales en idioma español o inglés y escritos a espacio sencillo, con letra Arial tamaño 10 y márgenes de 2 cm. y de una extensión de entre 8-15 páginas, contando inclusive aquellas con tablas y figuras.

Formato

Primera página: Incluirá el título en español e inglés, que debe ser conciso y reflejar el contenido del trabajo, los nombres de los autores, así como su afiliación (nombre de la institución a la que pertenece y correo electrónico). Siempre que aparezcan nombres científicos en el título, estos deberán ser escritos de acuerdo a los registrados en **ITIS** (Sistema de Información Taxonómica Integrado, <http://www.itis.usda.gov/>) siempre y cuando se encuentren disponibles.

Resumen: Los trabajos deben incluir un resumen representativo del artículo, en el idioma original del texto y en el otro idioma oficial de la revista. Se requiere además de 3-6 palabras clave en ambos idiomas separadas por comas que permitirán ubicar el trabajo en las bases internacionales de datos que incluirán a la revista.

Texto

Tendrá que ser consistente con el tipo de publicación, siguiendo la estructura estándar presentada en la matriz disponible en el sitio web de Aqua-LAC.

Referencias

Las referencias que aparecen en el texto deben estar presentes en la sección Referencias Bibliográficas en orden alfabético y cronológico. Solo los trabajos citados en el texto deberán aparecer en la sección de Referencias Bibliográficas y viceversa.

Figuras y Tablas

Se prefieren figuras, dibujos y fotografías electrónicas en formato GPS o TIFF, de 300 DPI (color) y 1200 DPI (blanco y negro).

Las figuras, ilustraciones y fotografías digitales deben ser enviadas en forma separada, debidamente identificadas conteniendo un número que deberá ser consistente con su aparición en el manuscrito y con una breve descripción.

Las tablas deben ser enviadas por separado, enumeradas y con un título, que aparecerá en la parte superior de la misma. Deberán estar citadas en el texto en un orden ascendente de numeración a medida que son descritas, preferiblemente no debiendo exceder un máximo del 50% del tamaño de la página. NOTA: Las tablas deben utilizar el Sistema Internacional de unidades

Remisión de Trabajos

Los autores deberán enviar sus trabajos en solamente en formato electrónico a aqualac@unesco.org.uy.

Derechos de autor

Los autores de manuscritos aceptados para publicación en la revista de forma automática dan su consentimiento para que los derechos de autor sean transferidos a la Revista.

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

The Aqua-LAC journal is a multidisciplinary publication that will contain articles, technical notes and water resources reviews, as much in a scientific as in an economic and social dimension.

The articles must be the result of an original research, dully designed and containing **title, abstract, key words, introduction, materials and methods, results, conclusions, acknowledgments (optional), and bibliographic references**. The manuscripts presented will be originals in Spanish or English, on subjects related to the areas of the journal. Will be written with Arial font size 10 pt, with single spacing, 2 cm margins, and with a length between 8 and 15 pages including tables and illustrations.

Format

First page: will include the title in Spanish and English, that should be concise reflecting the content of the document, the authors names and their affiliation (name to their belonging institution, telephone, fax and e-mail). If scientific names appear in the title, this should be written according with those in ITIS (Integrated Taxonomic Information System, <http://www.itis.usda.gov/>) if they are available.

Abstract: the articles must include a representative abstract, in the language of the paper and in the other official language of the journal. Also, 3-6 key words in both languages will be requested, separated by commas to allow finding the manuscript in the international databases including the journal.

Text

Shall be consistent with the type of journal, following the standard format presented in the template provided in the Aqua-LAC webpage.

References

References that appear in the text should be presented in the Bibliographic References section in alphabetical and chronological order. Only works cited in the text should appear in the References section and viceversa.

Tables and Figures

Figures, drawings and digital photos are preferable in GPS or TIFF, 300 DPI (colour) and 1200 DPI (black and white).

The figures, illustrations and digital photos should be sent separately, properly identified with a number that should be consistent with the way they are mentioned in the manuscript and a short description.

The tables should be sent separately, numbered and with a title that will be shown on its upper part. In the text the tables should be cited with a rising numeration order according to its description, preferably not exceeding a maximum of 50% of the size of the page.

NOTE: The tables should use the International Units System.

Submission of manuscript

Manuscripts must be submitted only in electronic format to aqualac@unesco.org.uy.

Copyrights

The authors of accepted papers automatically agree for the author's rights to be transferred to the Journal.

UNESCO

Programa Hidrológico Internacional
Oficina Regional de Ciencia
para América Latina y el Caribe

International Hydrological Programme
Regional Office for Science
for Latin America and the Caribbean

Edificio Mercosur - Dr. Luis Piera 1992, 2° piso
11200 Montevideo, Uruguay
Tel.: (598-2) 413 20 75, Fax: (598-2) 413 20 94
aqualac@unesco.org.uy

