SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

XXIV CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

EVALUACIÓN PRELIMINAR DE UN MÉTODO SIMPLE Y DE BAJO COSTO PARA LA DETERMINACIÓN DE TERRENO DEL COEFICIENTE DE DISPERSIÓN EN RÍOS DE SISTEMAS DE MONTAÑA AFECTADOS POR DRENAJE ÁCIDO.

DANIELA CASTILLO¹ PABLO PASTÉN² JORGE OYARZÚN³ DENISSE DUHALDE⁴ JORGE NÚÑEZ⁵ HUGO MATURANA⁶ JOSÉ L. ARUMÍ⁷ RICARDO OYARZÚN⁸

RESUMEN

La presente contribución expone una descripción y evaluación preliminar de la aplicación simplificada de un ensayo de trazadores con sal común (NaCl) para determinar en terreno el coeficiente de dispersión longitudinal en tramos de ríos de la parte alta de la cuenca del río Elqui, una zona montañosa con ríos con importante pendiente y en algunos sectores afectados por drenaje ácido. Junto con la descripción del método y un análisis de los resultados obtenidos a partir de las pruebas de terreno, se presenta una comparación con los valores determinados a partir de fórmulas descritas en la literatura técnica. Finalmente se discuten algunas ventajas y desventajas del enfoque empleado (ej. tiempos requeridos, alcance espacial).

 ¹ Programa de Doctorado en Energía, Agua y Ambiente, Universidad de La Serena-daniela.castillor@userena.cl
² Profesor Asociado, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, P. Universidad Católica de Chile;

CEDEUS-ppasten@ing.puc.cl

³ Profesor Emérito, Departamento Ingeniería de Minas, Universidad de La Serena-joyarzun@userena.cl

⁴ Profesor Asistente, Departamento Ingeniería de Minas, Universidad de La Serena-dduhalde@userena.cl

⁵ Profesor Asociado, Departamento Ingeniería de Minas, Universidad de La Serena; CAZALAC-jhnunez@userena.cl

⁶ Escuela de Prevención de Riesgos y Medio Ambiente, Universidad Católica del Norte-hugo.maturana@gmail.com

⁷ Profesor Titular, Departamento de Recursos Hídricos, Universidad de Concepción; CRHIAM-jarumi@udec.cl

⁸ Profesor Titular, Departamento Ingeniería de Minas, Universidad de La Serena; CEAZA; CRHIAM-royarzun@userena.cl

1. INTRODUCCIÓN

En Chile, la reducción sostenida de la disponibilidad de los recursos hídricos corresponde a un problema actual y de creciente importancia, especialmente en las áreas del centro y centro-norte del país que concentran la mayor parte de la población y las principales actividades económicas (Oyarzún y Oyarzún, 2011). Junto con los problemas de cantidad de agua disponible, la calidad del agua también ha sido reconocida como un factor de estrés adicional importante en estas áreas. De hecho, un informe del Consejo Nacional de Innovación y Desarrollo (CNID, 2016) enfatiza como diagnóstico el que: (a) Los problemas ambientales se han convertido cada vez más en motivos de conflictos, lo que se relaciona con un mayor daño ambiental; (b) Conocimiento científico insuficiente sobre la relación entre el agua y el medio ambiente; (c) Existe una importante falta de conocimiento público sobre la calidad del agua y las consecuencias de los procesos de contaminación existentes en el país. Por lo tanto, una de las iniciativas propuestas para abordar estas dificultades (Programa 5, "Investigación sobre el agua y el medio ambiente") considera, como elementos clave, la identificación de fuentes de contaminantes y la modelación de la calidad del agua en áreas afectadas.

A pesar de lo anterior, se puede señalar que en el ámbito público en Chile la modelación de la calidad del agua en sistemas fluviales no ha recibido aun suficiente atención, al menos si se compara con lo existente en términos de modelación de calidad del aire y de aguas subterráneas. A modo de ejemplo, mientras que el Servicio de Evaluación Ambiental dispone de guías de orientación para el correcto uso de modelos de simulación en sistemas atmosféricos e hidrogeológicos, éstas no existen para sistemas fluviales. Desde el ámbito académico, en términos de proyectos de investigación, se han desarrollado diversas iniciativas, pudiéndose mencionar, entre otras: i.- Fondef D00I1135 "Desarrollo de un modelo de calidad del agua en ríos para la evaluación de los efectos de los efluentes y las modificaciones en el caudal" (2000-2003; EULA); ii.- Fondecyt 11300940 "Multiscale physical processes in river restoration: hydrodynamic interactions with sediment transport and water quality" (2013-2016, DIHA-PUC), iii.- Fondecyt 1161337 (2016-2019; DIHA-PUC) "Response of metal-rich fluvial particle suspensions to changes in their chemical-hydrodynamic environment: opportunities for improving water treatment sustainability in Andean watersheds with mining and urban use" (DIHA-PUC); y iv.- Fondecyt 1180153 "Environmental monitoring and assessment of heavy metal transport and fate in mining-affected mountain streams of North-Central Chile: a comprehensive approach integrating hydraulic, hydrologic, geochemical, and modeling issues" (2018-2021; en el cual se enmarca la presente contribución).

En el contexto de lo antes descrito, y en relación a la caracterización y modelación de los cambios en la concentración de un compuesto químico en un sistema fluvial, resulta básico entender que éstas se ven determinadas por procesos como la advección, asociada a la velocidad de la corriente, y la propagación determinada por varios procesos como la dispersión y la interacción con zonas de re-circulación (Song, 2017). En el caso particular de la advección, la ecuación de advección-dispersión entrega una solución (analítica o numérica, dependiendo de la complejidad del sistema a estudiar) para estimar la concentración de un compuesto de interés en función del tiempo y la distancia desde el punto de inyección o descarga del compuesto en el cauce. En este contexto, un parámetro importante de los modelos de transporte y destino de contaminantes en sistemas fluviales corresponde al coeficiente de dispersión longitudinal, D_L

(Fuentes-Aguilera et al., 2018; Camacho-Suarez et al., 2019). Sin embargo, a pesar de su relevancia, existen de acuerdo a nuestro conocimiento pocos trabajos desarrollados que describan su determinación experimental en terreno a la escala de "tramo" de ríos, es decir, del orden de 100 m o más. De hecho, al realizar una búsqueda simple de trabajos (ej. publicaciones y presentaciones en Congresos) en Google y Google Scholar, considerando palabras clave como "Chile", "dispersion coefficient", "river" y "streams", se obtienen más bien escasas coincidencias (al menos considerando las primeras tres páginas de resultados). Algo similar ocurre al considerar el buscador de trabajos disponible en la página web de SOCHID. En el caso de lo primero, lo que se encuentra está principalmente referido a estudios en el río Bío Bío (Vargas y Ayala, 2001) y en el río Chillán (Brevis et al., 2001; De Smedt et al., 2005; De Smedt, 2007), relacionados con el proyecto Fondef antes mencionado, o caracterizaciones experimentales a nivel de laboratorio (Brevis et al., 2006) o teóricas basadas en modelación computacional (Fuentes-Aguilera et al., 2018). En el caso del buscador de SOCHID se destaca casi en forma exclusiva el trabajo de Link et al. (2009).

En este contexto, la presente contribución tiene como objetivo general describir en forma preliminar la experiencia del uso de una técnica simple y de bajo costo para la caracterización experimental del coeficiente de dispersión longitudinal en tramos de ríos en la parte alta de la cuenca del río Elqui. El trabajo se compone de dos partes principales: primero se presenta un desarrollo conceptual (revisión bibliográfica) resumido del uso de estudios de trazadores para la determinación del coeficiente de dispersión y los posibles problemas que se pueden presentar en sistemas afectados por drenaje ácido; segundo, se presentan los resultados iniciales de las experiencias de terreno llevadas a cabo en la zona de interés.

2. MARCO CONCEPTUAL

Un enfoque común para caracterizar los procesos de transporte de solutos en cauces fluviales e identificar y cuantificar los parámetros de transporte es llevar a cabo pruebas de trazadores (Bencala et al., 1990; Szeftel et al., 2011), las que permiten obtener estimaciones bastante precisas de la velocidad de la corriente, así como las características de mezcla y condiciones de almacenamiento, que afectan el transporte aguas abajo (Harvey et al., 2003). Por ejemplo, Harvey et al. (2003) desarrollaron pruebas de trazadores en Pinal Creek (Az, EEUU) durante 5 años, obteniendo una ecuación de regresión de dos predictores que podría usarse para estimar la retención hidrológica en cualquier corriente. Igualmente, Gooseff y McGynn (2005) llevaron a cabo una prueba de trazadores en un pequeño río (primer orden) en la cuenca del Maimai (Nueva Zelanda) para evaluar la viabilidad de utilizar datos de conductancia específica para la caracterización de los parámetros de transporte y almacenamiento transitorio. De acuerdo a los autores señalados, la prueba de invección instantánea proporciona datos suficientes para derivar la distribución del tiempo de residencia de los solutos e inferir la magnitud y el momento de la dinámica del transporte de solutos. Por otro lado, Garneau et al. (2015) utilizaron dos pruebas de trazadores de Rodamina B como parte de un importante esfuerzo de modelación de transporte de metales traza en el río Garonne (SW Francia) en condiciones de flujo "bajo" (61 m³/s) y "alto" (447 m³/s), lo que permitió diferenciar la velocidad del flujo de la velocidad del transporte de los elementos disueltos. La morfología del río mostró una sucesión de rápidos y pozones, teniendo estos últimos una capacidad de almacenamiento significativa de elementos disueltos que determina un transporte más lento de ellos con respecto a agua. Finalmente, en el centro sur de Chile, De Smedt et al. (2005) realizaron cinco inyecciones de prueba de trazadores en la temporada primavera-verano (es decir, condiciones de bajo flujo) en el río Chillán para derivar y probar una solución analítica para el transporte de solutos en los ríos, incluidos los efectos del almacenamiento transitorio. También presentaron un análisis sobre la relación entre la zona de almacenamiento y los parámetros de la corriente principal (por ejemplo, coeficiente de intercambio vs. velocidad de flujo del canal principal). Resulta muy común que los estudios de trazadores en arroyos y ríos, en particular la estimación de las características de almacenamiento transitorio en el flujo 1D, consideren el esquema de modelado con OTIS/OTIS-P (One-Dimensional Transport with Inflow and Storage (OTIS), provisto por Provisto por la USGS (United States Geological Survey) (por ejemplo, Harvey et al., 2003; Szeftel et al., 2011; Kelleher et al., 2013; Garneau et al., 2015). El uso de este enfoque permite obtener los valores de cuatro parámetros relacionados con el transporte: área transversal de la corriente, coeficiente de dispersión longitudinal de la corriente, coeficiente de intercambio de la zona de almacenamiento de la corriente y área transversal de la zona de almacenamiento (Kelleher et al., 2013).

En corrientes fluviales (ríos, esteros) con condiciones de acidez en sistemas de montaña, de especial interés para el alcance de la presente contribución, el tema del trazador a utilizar merece especial atención porque: (a) un compuesto que experimente sorción, incluso moderada, se vuelve inadecuado; (b) los trazadores de colorantes (tintas) utilizados comúnmente pueden ser inestables en condiciones de pH ácido (Cook et al. 2000; Leibundgut et al. 2009; Runkel, 2015). Por ejemplo, la Rodamina WT se ha utilizado ampliamente en pruebas de trazadores en todo el mundo, pero Bencala et al. (1990) indican que este compuesto se vuelve inestable en sistemas hídricos ácidos. En forma más reciente, una revisión exhaustiva de Runkel (2015) discute las limitaciones en el uso de Rodamina WT dadas sus propiedades reactivas, en particular "su complejo comportamiento de sorción cuando está en contacto con sólidos suspendidos o medios porosos". Por lo tanto, no presentaría el comportamiento conservador que requiere, dificultando entre otros aspectos su uso para una caracterización adecuada de las propiedades físicas de la zona hiporreica. Por lo tanto, sales de Cl y Br de Li o Na aparecen como trazadores más adecuados para ser utilizados para escurrimientos de montaña afectados por drenaje ácido (ej. Bencala et al., 1990).

Si bien compuestos como LiCl son adecuados para ríos ácidos, en sistemas neutros y básicos el Li puede adsorberse a los sedimentos (Bencala et al., 1990; Runkel et al., 2007) por lo que compuestos como NaBr pueden ser de mayor utilidad en tales condiciones. Sin embargo, la elección del trazador se complica en áreas donde existen sistemas heterogéneos con una mezcla de condiciones de ácidas, neutras o de leve alcalinidad, como es el caso de la zona de interés del presente trabajo. En tal contexto, una posibilidad es el uso de LiBr, dado que Br tendría un comportamiento conservativo en condiciones de pH cercanos a neutro (6,5-7,5), mientras que Li mantendría su comportamiento conservativo bajo condiciones ácidas (Runkel et al., 2013). Sin embargo, un problema práctico con lo descrito tiene que ver con los costos de los compuestos mencionados y de su determinación analítica en terreno. En Chile, 1000 g de KBr pueden costar alrededor de \$60.000, mientras que la misma cantidad de LiCl puede llegar a \$500.000. Por otra parte, el valor del kg de LiBr puede ser del orden de \$200.000. En todos los casos, los montos son bastante superiores a los \$4.000/kg que puede costar el NaCl de grado técnico, y más aún a los \$400/kg de la sal de mesa común que se adquiere en cualquier supermercado. Por ello, surge el interés en evaluar la idoneidad del uso de NaCl común en estudios de trazadores para la

caracterización de las condiciones de transporte en sistemas fluviales bajo condiciones de condiciones de acidez, "circumneutral" y básicas.

Resulta importante reconocer que el uso de inyecciones instantáneas de NaCl ha sido descrito previamente por Szeftel et al. (2011), aplicando el trazador en 24 tramos contiguos, cada uno de ca. 250 m, en la cuenca de Cotton Creek, Columbia Británica, Canadá, y por Kelleher et al. (2013) en tramos de 100 m en el estero Stinger, en Montana (USA). Sin embargo, en los casos descritos, los caudales de los cursos de agua estudiados no superaban los 30 L/s. Luego, queda la interrogante de si tal enfoque puede ser de utilidad en ríos de mayor caudal (ej. 500, 800, o más de 1.000 L/s), con altas velocidades (ej. en torno a 1 m/s), condiciones de sinuosidad en los cursos (y sus potenciales efectos en los procesos de mezcla transversal y longitudinal), y con condiciones de acidez (ej. pH alrededor de 3 ó 4) en ríos específicos, condiciones características de la parte alta de la cuenca del río Elqui, así como en otros sistemas de montaña similares en otras partes del país, especialmente de la zona Centro-Norte.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio del presente trabajo corresponde a la parte alta (zona pre-cordillerana) de la cuenca del río Elqui, Región de Coquimbo (Fig. 1), en particular los ríos Toro y Turbio (este último en 5 tramos). Esta cuenca corresponde a un "laboratorio natural" de mucho interés dado que la zona presenta características favorables para la generación de drenaje ácido, así como una importante historia de actividad minera, lo que ha contribuido a la presencia de metales pesados tanto en aguas como en sedimentos (Oyarzun et al., 2006; Oyarzún et al., 2018).



Figura 1. Imagen de Google Earth de la zona de estudio, con identificación de los tramos de ríos considerados: Toro antes de La Laguna; Turbio después de confluencia de Toro y La Laguna; Turbio en Balala; Turbio en Huanta; Turbio en Varillar; Elqui en Diaguitas

Al mismo tiempo, tributarios con pH más alcalinos y menor carga de constituyentes (Cu, As, Fe, SO4) que vienen desde el SE (ej. La Laguna, Incaguaz, Claro) contribuyen a diluir los

contaminantes y a atenuar la carga de metales pesados (Flores et al., 2017). En términos geomorfológicos, la zona corresponde al segmento pre-andino y andino de la cuenca, con cursos fluviales que descienden cerca de 3.000 m en no más de 100 km, exhibiendo por lo tanto moderadas a elevadas pendientes, las que puedan llegar hasta 7% en lugares específicos (Zavala, 2006).

4. METODOLOGÍA

Pruebas de trazadores y caracterización de terreno

Para la evaluación preliminar del método de estimación del coeficiente de dispersión $(D_{\rm L})$ se realizaron pruebas de trazador-dilución utilizando sal común (NaCl) como trazador en seis tramos de ríos de la cuenca alta del Elqui, los cuales fueron subdivididos cada uno en tres subtramos (Fig. 1) La aplicación de las pruebas de trazador supone condiciones de flujo uniforme, donde los parámetros de transporte (velocidad, dispersión) se mantienen constantes al menos por periodos y distancias cortas (Smedt et al., 2005). Para ello se procedió a la medición de la velocidad del flujo longitudinal, la pendiente y áreas transversales en los tramos estudiados. Estas mediciones, en algunos casos, se vieron limitadas por razones de seguridad asociadas a las condiciones de accesibilidad y de velocidad de la corriente. La velocidad promedio del agua del río fue obtenida a partir del tiempo de ocurrencia de la concentración peak del trazador estimada con las mediciones de conductividad eléctrica en cada sub-tramo (de acuerdo a la distancia recorrida). El ancho de cada tramo y distancias entre los sub-tramos fueron medidos manualmente mediante una cinta métrica cada 10 a 20 metros y las profundidades, a través de una varilla graduada. La pendiente y el índice de sinuosidad (relación entre el camino recorrido a lo largo del cauce y la distancia recta entre dos puntos comunes) fueron estimados a partir del análisis de imágenes de Google Earth.



Figura 2. (A) Imagen Tramo Río Toro antes del Río La Laguna, (B) Vista del Tramo Río Toro antes del Río La Laguna, punto de inyección hacia sub-tramo 1.

Las pruebas fueron realizadas los días 24, 26 y 30 de julio del 2019. Cada uno de los seis tramos fue seleccionado conforme a sus condiciones morfológicas variadas, lo cual permitiría identificar la influencia de estas condiciones en el cálculo del $D_{\rm L}$ y, consecuentemente, en el transporte de contaminantes. Cada tramo consideró un punto de inyección y una distancia total que varió entre 80 a 120 m, que a su vez, fue dividida en tres sub-tramos distribuidos aguas abajo del punto de inyección del trazador, de 30 a 40 metros de longitud cada uno, hasta completar la distancia total (Fig. 2). Se utilizaron entre 6 a 12 kg de sal común disueltos en 30 L de agua obtenida desde el mismo río en cada tramo. La mezcla fue vertida por completo en forma instantánea, en lo posible en el centro de cada sección transversal del cauce. Sin embargo, por condiciones de accesibilidad, en algunas secciones la salmuera fue inyectada en un borde del cauce (sección trasversal). El movimiento (transporte) de la sal fue registrado en cada sub-tramo aguas abajo del punto de inyección mediante el uso de sondas de Conductividad Eléctrica (CE) (una sonda en cada subtramo), marca Hanna modelo HI 99301. Dicha sonda cuenta con compensación automática de temperatura y permite medir CE hasta 20 mS/cm. Los registros fueron obtenidos en forma simultánea al final de cada sub-tramo cada cinco segundos. La medición se realizó un minuto antes de la inyección del trazador para determinar el nivel base de la CE, la cual continuó luego de la invección hasta volver a los niveles bases, una vez detectado el peak. En total, la prueba demoró alrededor de 8 minutos en cada tramo (Fig. 3).



Figura 3. (A) Preparación de la salmuera, y (B) registro de conductividad eléctrica.

A partir de las mediciones realizadas, fue posible identificar el *peak* de concentración para cada sub-tramo (a la distancia conocida de cada sub-tramo) y el respectivo tiempo. La concentración *peak* (mg/L) por sobre el nivel base fue estimada a partir de la Ecuación 1 (Fondriest, 2019).

(1)

Para la determinación de $D_{\rm L}$ a partir de los resultados de las pruebas descritas, se usó la Ecuación 2 (Hemond y Fechner, 2014). Los parámetros obtenidos en las campañas fueron reemplazados en dicha ecuación (considerando la transformación de los registros de conductividad eléctrica a concentración) y optimizados en una planilla Excel modificando el valor de $D_{\rm L}$ hasta lograr una igualdad entre la concentración *peak* del trazador medida en terreno (Ecuación 1) y la concentración *peak* calculada (Ecuación 2) con un error máximo tolerable de 1E⁻⁶.

Donde M_a (mg/m²) es la masa del trazador inyectado por área transversal del río, t_{peak} (s) es el tiempo transcurrido al que se detecta el *peak* de concentración y D_L (m²/s) es el coeficiente de dispersión correspondiente al tramo.

Determinación teórica de D_L

De manera comparativa, se realizaron dos estimaciones del coeficiente de dispersión longitudinal (D_L) considerando ecuaciones descritas en la literatura que se basan en parámetros hidráulicos como la geometría del cauce y el caudal de la escorrentía.

En particular, la ecuación 3 fue propuesta por McQuivey y Keefer (1974):

— (3)

Donde, Q es el caudal (m³/s), W es el ancho del canal (m) y S es la pendiente del cauce (m/m). Esta ecuación fue estimada a partir de correlaciones con datos de 18 ríos y podría entregar resultados con un error estándar promedio de 30% a 100% en casos puntuales (Vargas y Ayala, 2001). Este método de cálculo es válido para número de Froude menores a 0.5 (Gonzáles y Martínez, 1990), lo cual fue verificado para los casos analizados.

Por otro lado, la Ecuación 4 corresponde a la propuesta por Fisher et al. (1979):

Donde, V es la velocidad media (m/s), d es la profundidad (m), mientras que para la velocidad de corte u^* (m/s), y g es la aceleración de gravedad (m/s²). Si bien la segunda expresión debiese considerar el radio hidráulico en vez de la profundidad, de acuerdo a Hemond y Fechner (2014) es posible utilizar la profundidad como una aproximación, ya que la mayor parte de los ríos presentan un ancho mucho mayor a su profundidad, situación que se verificó en el área de estudio.

4. RESULTADOS

La Tabla 1 presenta, junto con el pH del agua, las características geométricas e hidráulicas de las secciones estudiadas. Se observa que los tramos presentan mayormente una sinuosidad relativamente baja (SI<1,1) y parecida entre ellos, a excepción del tramo Río Toro antes de Río La Laguna, que presenta un SI de 1,28, el cual lo clasifica como sinuoso (Dey, 2014). Por otro lado, existen diferencias considerables en términos de las características geométricas del cauce, la velocidad de la corriente y los caudales.

Rio	pH*	Т (°С)	L _{tramo} (m) [L _{sub-tramo} (m)]	w (m)	<i>d</i> (m)	A (m ²)	V _{Peak} (m/s)	Q (m ³ /s)	S (m/m)	SI
Toro antes La Laguna	4,8	9,7	110 [40-40-30]	2,5	0,2	0,6	0,8	0,5	0,04	1,28
Turbio después confluencia La Laguna	7,8	11,9	120 [40-40-40]	8,7	0,4	3,3	0,7	2,2	0,09	1,01
Turbio en Balala	7,9	12,6	120 [40-40-40]	9,7	0,4	4,3	0,6	2,5	0,01	1,02
Turbio en Huanta	7,7	11,8	90 [30-30-30]	7,5	0,5	3,4	0,8	2,9	0,02	1,02
Turbio en Varillar	7,9	13,1	120 [40-40-40]	5,1	0,5	2,3	1,2	2,6	0,01	1,01
Elqui en Diaguitas	8,8	17,3	120 [40-40-40]	8,3	0,5	4,0	1,3	5,0	0,01	1,01

Tabla 1. Características hidráulicas de los tramos estudiados.

 L_{tramo} : Longitud del tramo; $L_{sub-tramo}$: longitud del sub-tramos; w: Ancho; d: Profundidad; A: Área; V_{Peak} : Velocidad peak; Q: Caudal; S: Pendiente; SI: Índice de sinuosidad; *corresponde a valores promedios históricos.

La Fig. 4 presenta, a modo de ejemplo, las curvas de conductividad eléctrica obtenidas en el ensayo realizado en Río Turbio después de confluencia río La Laguna. Se advierte que si bien la señal (paso) del trazador es detectada con facilidad a 40 m, esta tiende a suavizarse bastante en los sub-tramos de medición a 80 y 120 m. Lo descrito se advirtió en todos los ensayos realizados, y representa una limitación del método en términos de su alcance espacial, quedando restringido a la determinación de los parámetros de transporte en distancias relativamente bajas (en torno a 100 ó 150 m).



Fig. 4. Curvas ("breakthrough" curves) en Río Turbio después confluencia río La Laguna

La Tabla 2 presenta los valores de D_L obtenidos, tanto a partir de los datos de terreno como de las expresiones analíticas. En general, se advierte dos grupos. En el primero, correspondiente a los ríos de la parte alta del área de estudio (Toro antes de La Laguna, Turbio después de la confluencia Toro y La Laguna, y Turbio en Balala). A su vez, se observa una correspondencia cercana (similar orden de magnitud) entre los valores de terreno y aquéllos determinados a partir de las expresiones de Fisher et al. (1979) y McQuivey y Keefer (1974). En cambio, en el segundo

grupo (Turbio en Huanta, Turbio en Varillar y Elqui en Diaguitas), surgen importantes diferencias entre los enfoques empleados, como se evidencia principalmente en el tramo Río Elqui en Diaguitas. En este grupo la ecuación de Fisher et al. (1979) proporciona los mayores valores de D_L , debido a mayormente a los parámetros de velocidad y ancho del tramo (los cuales corresponden al valor elevado al cuadrado en dicha expresión).

Por otro lado, se identificó que las expresiones utilizadas, en especial la estimación que emplea los datos de terreno (masa del trazador inyectado, CE detectado, tiempo *peak*, área transversal, etc.), son sensibles a los valores de velocidad y características geométricas de los cauces, obligando a una acuciosa determinación de éstos.

Tramo	<i>D</i> _L medio (terreno)	<i>D</i> _L Fisher et al. (1979)	D _L McQuivey y Keefer (1974)
Río Toro antes La Laguna	0,40	0,69	0,30
Río Turbio después conf. La Laguna	0,22	1,71	0,16
Río Turbio en Balala	1,15	4,21	1,79
Río Turbio en Huanta	0,42	3,00	1,01
Río Turbio en Varillar	0,96	4,36	3,61
Río Elqui en Diaguitas	0,32	10,42	2,82

Tabla 2. Coeficiente de dispersión longitudinal (m ² /s) determinado experimentalmente y a partir	Tabla 2
de las ecuaciones descritas.	

5. COCNLUSIONES

La presente contribución describió el uso de un enfoque simple y de bajo costo para la determinación preliminar del coeficiente de dispersión longitudinal en ríos de la parte alta de la cuenca del río Elqui, como parte de una evaluación inicial de la idoneidad del método empleado. Resultados preliminares muestran la obtención de valores en terreno de órdenes de magnitud similar a aquellos determinados a partir de expresiones matemáticas descritas en la literatura. Se advierte que la escala espacial de aplicación del método es limitada, lo que obligaría a realizar varias determinaciones en un área de estudio de mayor escala. Por otro lado, es un enfoque simple, de bajo costo, y rápido de realizar, y que se muestra viable incluso en ríos con caudales del orden de algunos m³/s.

Se espera complementar el trabajo descrito con pruebas adicionales que serán realizadas en Septiembre y Diciembre del presente año para así tener información en condiciones variables de caudal y poder entonces disponer de valores que pudiesen ser utilizados posteriormente en la aplicación de modelos de calidad de agua para la zona de interés u otras.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los alumnos de Ingeniería Civil Ambiental (D. Ocaranza, R. Cortés, P. Urrea, J. Oyarzún, E. González, L. Galleguillos, M. Aguirre, V. Hernández) y del Programa de Doctorado

en Energía, Agua y Medio Ambiente (F. Navarro, D. Rivera), ambos de la Universidad de La Serena, que colaboraron en las pruebas de terreno consideradas en esta contribución. Igualmente se agradece el apoyo de Anidt/Fondecyt/1180153, Anid/Fondap/15130015 y Anid/Fondap/15110020.

REFERENCIAS

Bencala, K.E., McKnight, D.M., Zellweger, G.W. 1990. Characterization of transport in an acidic and metal-rich mountain stream based on a lithium tracer injection and simulations of transient storage. Water Resources Research 26(5), 989-1000.

Brevis, W., Debels, P., Vargas, J., Link, O. 2001. Comparison of methods for estimating the longitudinal dispersion coefficient of the Chillán river, Chile. XV Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica, SOCHID.

Brevis, W., Niño, Y., Vargas, J. 2006. Experimental characterization and visualization of mass exchange processes in dead zones in rivers. In: Ferreira, Alves, Leal, y Cardoso (Eds.), River Flow. Taylor and Francis Group, London, 235-242.

Camacho-Suárez, V.V., Schellart, A.N.A., Brevis, W., Shucksmith, J.D. 2019. Quantifying the impact of uncertainty within the longitudinal dispersion coefficient on concentration dynamics and regulatory compliance in rivers. Water Resources Research, Volume55, Issue5 : 4393-4409.

CNID, 2016. Ciencia e Innovación para los desafíos del agua en Chile. Consejo Nacional de Innovación para el Desarrollo, 113 p. Disponible en http://www.cnid.cl/2016/12/20/ciencia-e-innovacion-para-los-desafios-del-agua-en-chile.

Cook, P., Osmond, G. 2000. Environmental tracers in subsurface hydrology. CSIRO Land and Water, Glen Osmond, Australia. Springer Science+Business Media New York. 535 p

De Smedt, F., Brevis, W., Debels, P. 2005. Analytical solution for solute transport resulting from instantaneous injection in streams with transient storage. Journal of Hydrology 315: 25-39.

De Smedt, F. 2007. Analytical solution and analysis of solute transport in rivers affected by diffusive transfer in the hyporheic zone. Journal of Hydrology, 339: 29-38.

Dey, S. 2014. GeoPlanet: Earth and Palnetary Science, Fluvial Hydrodynamics, Hydrodynamic and Sediment Transport Phenomena. Springer, Alemania.

Fisher, H., List, E., Koh, R., Imberger, J., Brooks, N. 1979. Mixing in inland and coastal waters. Academic Press Inc., Nueva York.

Flores, M., Nuñez, J., Oyarzún, J., Freixas, J., Maturana, H., Oyarzun, R. 2017. Surface water quality in a sulfide mineral-rich arid zone in North-Central Chile: Learning from a complex past, addressing an undertain future. Hydrological Processes 31, 498-513.

Fondriest, 2019. Conductivity, Salinity & Total Dissolved Solids. Disponible en: https://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/conductivity-salinity-tds/.

Fuentes-Aguilera, P., Caamaño, D., Alcayaga, H. 2018. Comparación de parámetros de mezcla en macroestructuras morfológicas presentes en ríos con lechos de grava. XXVIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Buenos Aires, Argentina

Garneau, C., Sauvage, S., Probst, A., Sánchez-Pérez, J.M. 2015. Modelling of trace metal transfer in a large river under different hydrological conditions (the Garonne River in southwest France). Ecollogical Modeling 306, 195-204.

González, J., Martínez, P. (1990). Método general para calcular coeficientes de dispersión longitudinal en ríos. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, CAN. Ingeniería Hidráulica en México. Disponible en: http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/download/634/527. Consultado en agosto, 2019.

Gooseff, M.N., McGlynn, B.L. 2005. A stream tracer technique employing ionic tracers and specific conductance data applied to the Maimain catchment, New Zealand. Hydrological Processes 19: 2491-2506.

Harvey, J.W., Conklin, M.H., Koelsch, R.S. 2003. Predicting changes in hydrologic retention in an evolving semiarid alluvial stream. Advances in Water Resources 26, 939-950.

Hemond, H. y Fechner, E. 2015. Chemical fate and transport in the environment. Elsevier, Third Edition., USA.

Kelleher, C., Wagener, T., McGlynn, B., Ward, A.S., Gooseff, M.N., Payn, R.A. Identifiability of transient storage model parameters along a mountain stream. Water Resources Research 49, 5290-5306.

Leibundgut, C., Maloszewski, P., Kulls, C. 2009. Tracers in hydrology. John Wiley & Sons Ltd. 441 p.

Link, O., Vargas, J., Alarcón, C. 2009. Estimación del coeficiente de reaireación y dispersión longitudinal considerando la variación de características hidráulicas e hidrológicas. Aplicación al río Itata. XIV Congreso Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica.

McQuivey, R.. y Keefer, T. 1974. Simple method for predicting dispersion in streams. Journal of the Environmental Engineering Division, proceedings of the American Society of Civil Engineers, vol. núm. EE4.

Oyarzun, R., Guevara, S., Oyarzún, J., Lillo, J., Maturana, H., Higueras, P. 2006. The As-contaminated Elqui river basin: a long lasting perspective (1975-1995) covering the initiation and development of Au-Cu-As mining in the high Andes of northern Chile. Environ Geochemistry and Health 28, 431-443.

Oyarzún, J., Oyarzún R. 2011. Sustainable development, threats, inter-sector conflicts, and environmental policy requirements in the arid, mining rich, northern Chile territory. Sustainable Development 19(4): 263-274.

Oyarzún, J., Núñez, J., Maturana, H., Oyarzún, R. 2018. The El Indio Mine Closure Plan Effects over the Water Quality of the Upper Elqui Basin. Environmental and Engineering Geoscience, 24 (3): 349-355.

Runkel, R.L. 2015. On the use of rhodamine WT for the characterization of stream hydrodynamics and transient storage. Water Resources Research 51(8), 6125-6142.

Runkel, R.L., Kimball, B.A., Walton-Day, K., Verplanck, P.L. 2007. A simulation-based approach for estimating premining water quality: Red Mountain Creek, Colorado. Applied Geochemistry 22, 1899-1918

Runkel, R.L., Walton-Day, K., Kimball, B.A., Verplanck, P.L., Nimick, D.A. 2013. Estimating instream constituent loads using replicate synoptic sampling. Journal of Hydrology 489, 26-41.

Song, Y. 2017. Estimating longitudinal dispersion coefficients in natural channels. MSc Thesis Civil andEnvironmentalEngineering,IowaStateUniversity.Disponibleenhttps://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=7226&context=etd. Consultado en agosto 20192019

Szeftel, P., Moore, R.D., Weiler, M. 2011. Influence of distributed flow losses and gains on the estimation of transient storage parameters from stream tracer experiments. Journal of Hydrology 396, 277-291.

Vargas, J., Ayala, L. 2001. Estimación del coeficiente de dispersión longitudinal en ríos anchos, de profundidad y pendiente escasa. Aplicación al rio Bio Bio, Chile. Tecnología y Ciencias del Agua (ex Ingeniería Hidráulica en Mexico), 16(1): 5-13. Disponible en http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/893

Zavala, H. 2006. Hidrología del humedal Tambo-Puquios. In: Cepeda, J. (Ed) Geoecología de los Andes Desérticos. La Alta Montaña del valle de Elqui. Ediciones Universidad de La Serena, pp. 285-323.