

Umweltgefährdung an Fließgewässern – zum hydrologisch-hydraulischen Instrumentarium für Untersuchungen in Fällen von §§ 180, 181 StGB

1. Einleitung

Nach Schadstoffeinleitungen in Fließgewässer ist die Herstellung gesicherter Ursache – Wirkung – Beziehungen oft ein wesentlicher Aspekt des Sachverständigenbeweises in Fällen, die nach § 180 oder § 181 StGB (fahrlässige bzw. vorsätzliche Gefährdung der Umwelt) verfolgt werden. Wurde etwa ein Fischsterben stromabwärts der Einleitung eines Schadstoffes (z.B. durch einen fahrlässig oder vorsätzlich entleerten Behälter mit Gülle oder Pestiziden) beobachtet, dann ist der Nachweis der – vom Beschuldigten typischerweise bestrittenen – Kausalität im Allgemeinen ein zentraler Bestandteil des Sachverständigenauftrages. Zur erfolgreichen Behandlung dieser Problemstellung steht für kleinere Fließgewässer (Bäche, kleine Flüsse) ein – als Folge intensiver Forschung in den letzten Jahren erheblich erweitertes – hydrologisches und umwelthydraulisches Instrumentarium zur Verfügung, das in den folgenden Abschnitten dieser Arbeit kurz vorgestellt werden soll.

2. Tracerversuch

Der erste Schritt zur Charakterisierung der Mischungs- und Transportprozesse in dem Untersuchungsabschnitt des betroffenen Baches oder (kleinen) Flusses besteht in der Planung und Durchführung eines Tracerversuchs – eine Vorgangsweise, die an großen Flüssen mit i.A. unverhältnismäßig hohem Aufwand verbunden wäre, was die thematische Beschränkung der vorliegenden Arbeit auf kleine Fließgewässer begründet.

Als Markierstoff kommen prinzipiell verschiedene Gruppen wasserlöslicher Stoffe in Betracht (Salze, fluoreszierende Farbstoffe, radioaktive Tracer), wegen ihrer Umweltverträglichkeit und geringen Kosten sind für den Verwendungszweck aber meist Salze (z.B. KBr, KJ oder durchaus auch Kochsalz) die günstigste Wahl. Diese haben überdies den Vorteil, dass die Tracerpassage kein öffentliches Aufsehen erregt, was bei der Verwendung von Farbstoffen nicht ganz auszuschließen ist. In jedem Fall empfiehlt sich die Einholung der Zustimmung der zuständigen Wasserrechtsbehörde vor dem Versuch, wobei Tracerversuche mit Salz im Rahmen der Bearbeitung eines Gerichtsauftrags normalerweise nicht auf Probleme stoßen. Entscheidet man sich (sinnvoller Weise nur aus schlüssigen Gründen) doch für die Verwendung eines Farbstoffes, dann sollte zudem die örtliche Exekutive informiert werden, da dort in einem solchen Fall mit dem Eingehen besorgter Anrufe aus der Bevölkerung zu rechnen ist.

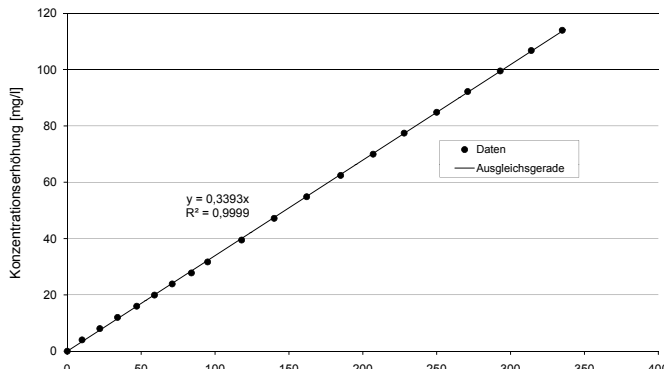
Die Wahl der Tracermasse (Salzmasse) erfordert – streng genommen – die Kenntnis jener Transportparameter, die durch den Versuch erst bestimmt werden sollen. Wenn die erforderliche Masse nicht direkt aus Erfahrung (durch Vergleich mit einer hinsichtlich Wasserführung, Fließgeschwindigkeit und Gerinneabschnittslänge vergleichbaren Situation) abgeschätzt werden kann, empfiehlt sich die Durchrechnung einiger Stoßeinleitungen (mathematisches Modell z.B. aus dem folgenden Ab-

schnitt 3) auf der Basis geschätzter Parameter, woraus i.A. eine brauchbare Größenordnung für die Tracermasse resultiert.

Während prinzipiell auch eine (z.B. über eine bis mehrere Stunden) verteilte Salzeinleitung möglich ist, verringert die Entscheidung für eine Stoßeinleitung den Aufwand doch deutlich, da das Erfordernis eines über den Einleitungszeitraum durchmischten haltenden Behälters und einer Dosierpumpe wegfällt. Auch eine ‚Stoßeinleitung‘ kann allerdings aus Gründen der verbesserten Umweltverträglichkeit (Vermeidung von besonders ausgeprägten Konzentrationsspitzen) praktisch über einige (z.B. zwei bis fünf) Minuten verteilt werden. Die Salzmasse sollte vorzugsweise in geschlossenen Packungen (z.B. Plastiksäckchen mit rd. 2 kg Inhalt) mitgenommen und vor dem Versuch genau abgewogen werden. Die Erfahrung des Verfassers hat gezeigt, dass mit deutlichen Abweichungen vom Nenngewicht gerechnet werden muss und dadurch eine – durch die Wägung allerdings leicht vermeidbare – Fehlerquelle gegeben ist. Die Verpackung mit allfällig noch anhaftenden (geringen) Salzresten darin ist nach dem Versuch rückzuwiegen, damit die Nettomasse an eingeleitetem Tracer bestimmt werden kann. Die Entnahme einer Blindprobe (Bachwasser vor der Salzeinleitung) ermöglicht später im Labor die Zuordnung zwischen dem im Zuge des Versuchs in situ gemessenen Leitfähigkeitserhöhungen und den (eigentlich gesuchten) Salz- bzw. Chlorid-, Bromid- oder Jodidkonzentrationserhöhungen.

Die Erfassung der Konzentrationsganglinie(n) an der Messstelle bzw. den Messstellen kann bei Salztracern am einfachsten mittels temperaturkompensierter Konduktometer indirekt über die Leitfähigkeiten erfolgen. Mit Hilfe der zuvor erwähnten Blindproben erstellt man nach dem Tracerversuch im Labor eine Kalibrierbeziehung: der Blindprobe werden sukzessive bekannte Mengen an Salz zugegeben (womit auch die Konzentrationserhöhung bekannt ist) und die zugehörigen Leitfähigkeitserhöhungen mit den am Bach verwendeten Konduktometern gemessen. Es entsteht eine umkehrbar eindeutige Funktion, und zwar bei den hier relevanten stark verdünnten Lösungen in sehr guter Näherung eine Gerade durch den Ursprung (ohne Salzzugabe und damit ohne Konzentrationserhöhung kann ja auch keine Leitfähigkeitserhöhung auftreten). Bei Bearbeitung mit Excel erhält man die Regressionsgerade durch Hinzufügen einer Trendlinie, die als linear spezifiziert und deren Durchgang durch den Ursprung vorgeschrieben wird. Diese Regressionsgerade und die zugehörige Regressionsgleichung – ein Beispiel zeigt Abbildung 1 – erlauben in weiterer Folge eine einfache Umrechnung der gemessenen Ganglinien der Leitfähigkeitserhöhungen in solche der (gewünschten) Konzentrationserhöhungen. Bei dieser Form der Auswertung kommen nur Konzentrationserhöhungen zufolge der vorgenommenen Salzeinleitung vor, die (im Gewässer auch ohne den Versuch vorhandene) Hintergrundkonzentration tritt nicht in Erscheinung, bleibt unbekannt und muss bzw. kann daher auch nicht abgezogen werden, wie dies bei Probenahmen und nachfolgenden

Bachwasser-Analysen (z.B. auf Chlorid) der Fall wäre.



Beispiel einer Konduktometerkalibrierung

Prinzipiell besteht die Möglichkeit, das bisher geschilderte Verfahren durch die Entnahme und Analyse von Wasserproben zu ergänzen. Diese (an sich durchaus nützliche) zusätzliche Information bedingt aber einen deutlich erhöhten Aufwand und höhere Kosten, was angesichts des ohnehin schon nicht geringen Aufwands eines Tracerversuchs oft gegen diese Vorgangsweise spricht. Eine einzige Wasserprobe (z.B. im Bereich der Scheitelkonzentration) genügt dabei i.A. nicht, weil die Analyse nur die Summe aus Hintergrundkonzentration und Konzentrationserhöhung ermittelt (und ermitteln kann), sodass zumindest auch eine weitere, die (in der Folge abzuziehende) Hintergrundkonzentration enthaltende Probe zu nehmen und zu analysieren ist. Dies könnte nur dann unterbleiben, wenn ein Tracer verwendet wird, der im ‚natürlichen‘ Bachwasser nicht vorkommt.

Ergebnis des hier beschriebenen Tracerversuchs ist schließlich (nach der o.a. Kalibrierung bzw. Umrechnung von Leitfähigkeiten in Konzentrationen) die zur eingeleiteten Tracermasse M_0 gehörige Konzentrationsganglinie, wie sie sich unter den Bedingungen zur Zeit des Versuchs eingestellt hat. Zu den hydraulisch relevanten Bedingungen zählt insbesondere die Wasserführung des gegenständlichen Fließgewässers, aber auch der Einfluss allenfalls im Wasser befindlicher Vegetation sowie deren Entwicklung, die auch jahreszeitlichen Änderungen unterworfen sein kann.⁴

3. Mathematische Modellierung

Der Tracerversuch ist zwar eine wichtige (und i.A. auch aufwändige) Stufe zur Klärung des Sachverhalts, ausreichend umfassende Aussagen können ihm aber meist nicht ohne unterstützende mathematische Modellierung entnommen werden. Die Modellierung kann (von einer Skalierung der Konzentrationsganglinie abgesehen) unterbleiben, wenn genau genug bekannt ist, wo und wie (zeitliche Verteilung) die Schadstoffeinleitung erfolgt ist und diese durch den Tracerversuch quasi ‚abgebildet‘ werden kann. Sobald aber eine Bandbreite möglicher Szenarien abgedeckt werden muss, wäre zur physikalischen ‚Abbildung‘ eine ganze Reihe von Tracerversuchen notwendig, was natürlich nicht ernsthaft in Betracht kommt. Man wird sich daher eines mathematischen Modells angemessenen Komplexitätsgrades bedienen, dessen Parameter anhand der Tracerversuchsdaten bestimmen und die verschiedenen Szenarien damit rechnerisch simulieren.

Das bekannteste und am weitesten verbreitete Modell des longitudinalen Stofftransports in Fließgewässern ist das sogenannte Totzonenmodell (in der internationalen Fachliteratur als ‚transient storage model‘ bezeichnet). Es gibt die folgenden, den passiven Transport gelöster Stoffe in Fließgewässern bestimmenden Mechanismen wieder⁹:

Advektion: Dies ist die Bewegung einer Schadstoff- oder Tracerwolke in Fließrichtung, wie sie als Folge der „Mitnahme“ der Teilchen durch die Strömung auftritt. Bei eindimensionaler Betrachtungsweise (also auch beim Totzonenmodell) beschreibt man diesen Transport als Translation mit der querschnittsgemittelten Fließgeschwindigkeit, der Vorgang verschiebt also die Stoffwolke lediglich und ist somit weder mit Formänderung der Wolke noch mit einer Konzentrationsänderung innerhalb derselben verbunden.

Molekulare Diffusion: Dieser Mechanismus hängt neben der Temperatur nur von den Eigenschaften der beteiligten Stoffe ab (d.h. des gelösten Stoffes sowie der umgebenden Flüssigkeit, hier also Wasser). Es handelt sich damit zwar um einen gut quantifizierbaren, aber sehr schwachen Mechanismus, dessen Wirkung bei turbulenten Gerinneströmungen fast immer vernachlässigbar gering ist.

Turbulente Diffusion: In den weitaus meisten Fällen sind Strömungen in Fließgewässern turbulent und damit durch ungeordnete Teilchenbewegung charakterisiert, die eine sehr viel schnellere Mischung bewirkt als sie allein mit der molekularen Diffusion verbunden wäre. Dieser Mechanismus stellt eine Eigenschaft der Strömung und nicht eine Stoffeigenschaft dar.

Scherströmungsdispersion: Betrachtet man die Fließgeschwindigkeiten in einem Querschnitt eines Fließgewässers, so trifft man Bereiche höherer Geschwindigkeit (zumeist eher in Gerinnemitte) und solche geringerer Geschwindigkeit (etwa in Ufer- oder Sohlhöhe) an. Für den Transport einer Schadstoffwolke bedeutet dies, dass Partikel, die sich in Zonen höherer Geschwindigkeit aufhalten, jenen vorausziehen, die sich z.B. in Ufer- oder Sohlhöhe befinden. Durch den unterschiedlich raschen Transport verschiedener Teile der Schadstoffwolke wird diese „auseinandergezogen“, was in gestreckten und gedämpften Ganglinien der querschnittsgemittelten Konzentrationen zum Ausdruck kommt. Grundlegende Arbeiten u.a. von Taylor¹¹ und Fischer² haben gezeigt, dass die Scherströmungsdispersion außerhalb der ersten (konvektiven) Phase der Mischung näherungsweise auch durch einen Diffusionsterm beschrieben werden kann.

Stoffaustausch mit Stillwasser- oder Totzonen: Diese Zonen sind als ‚Speicher‘ wirkende, stagnierende Bereiche, die von der (Haupt-)Strömung nicht oder nahezu nicht erfasst werden, wohl aber mit dem Strom verbunden sind und mit ihm Stoff austauschen können. Beispiele dafür sind Buchten am Ufer, Bereiche zwischen Buhnen oder auch das Wasser in den Poren zwischen den Körnern des Sohlsubstrats, sogenannte hyporheische Zonen. Die ‚Intensität‘ des Stoffaustausches ist vom Konzentrationsunterschied zwischen Strom und Stillwasserzonen abhängig: beim Anstieg der Konzentration im Hauptstrom (Herannahen der Schadstoff- oder Tracerwolke) erfolgt der Stofftransport vom Strom zu den Totzonen, nach Durchgang der Wolke ist schließlich die Konzentration in den Totzonen höher, und diese geben sukzessive Material an den Strom zurück, was zur Ausbildung der oftmals beobachteten langgestreckten Rückgangslinien der Konzentration führt.

Abbauvorgänge: Viele gelöste Stoffe, deren Transport in Fließgewässern von praktischem Interesse ist, unterliegen chemischen Reaktionen und/oder biologischen Abbauprozessen. Der Abbau der meisten Schadstoffe erfolgt aber nicht rasch genug, um bei den an Fließgewässern üblicherweise vorkommenden Transportzeiten (i.A. von einigen Minuten bis zu wenigen Stunden) nennenswerte Konzentrationsänderungen bewirken zu können.

Mathematisch wird das Totzonenmodell durch die beiden Erhaltungsgleichungen (Kontinuitätsgleichungen) der Tracermasse im Hauptstrom, Gl.(1), und in den Totzonen, Gl.(2), wiedergegeben¹:

Umweltgefährdung an Fließgewässern

$$1. \quad \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{Q}{A} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \cdot \frac{\partial}{\partial x} \left(A \cdot K \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \varepsilon \cdot T^{-1} \cdot (C_s - C)$$

$$2. \quad \frac{\partial C_s}{\partial t} = T^{-1} \cdot (C - C_s)$$

Im obigen Gleichungssystem steht C für die Konzentration im Hauptstrom und C_s für jene in den Stillwasser- oder Totzonen. x bezeichnet die Orts- und t die Zeitkoordinate, Q den Durchfluss und A die durchströmte Querschnittsfläche des Hauptstroms. K ist der Koeffizient der longitudinalen Dispersion, der Totzonenanteil (Verhältnis der Querschnittsfläche der Totzonen A_s zur Querschnittsfläche des Hauptstroms A) und T die mittlere Tracerverweildauer in den Totzonen. Dem Modell kommt in einem gewissen Umfang Näherungscharakter zu, einen Überblick über die zugrunde liegenden Voraussetzungen gibt z.B. 7. Die Parameterschätzung auf Grundlage der Daten eines Tracerversuchs erfolgt üblicherweise unter der Annahme konstanter Transportparameter zwischen der Einleitungsstelle und der Messstelle. Wenn der Abfluss im untersuchten Fließgewässer während des Stofftransportprozesses stationär bleibt und der betreffende Bachabschnitt nach Augenschein in etwa hydraulisch homogen wirkt (letztere Bedingung kann eher ‚großzügig‘ beurteilt werden), erscheint die Annahme konstanter Parameter durchaus sinnvoll, da auch die Variabilität zwischen zwei Versuchsquerschnitten für die den Austausch mit den Totzonen steuernden Größen ε und T ohnehin nicht erfassbar wäre. Mit (abschnittsweise) konstanten Parametern $u = Q / A$, K , ε und T erhält man die in der Folge verwendete vereinfachte Form für Gl.(1):

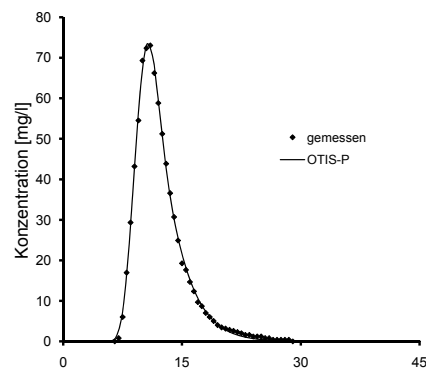
$$1a. \quad \frac{\partial C}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial C}{\partial x} = K \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \varepsilon \cdot T^{-1} \cdot (C_s - C)$$

wobei u die mittlere Fließgeschwindigkeit (im Hauptstrom) bezeichnet. Gl.(2) bleibt formal unverändert mit einem nun eben (örtlich und zeitlich) konstanten Austauschparameter T^{-1} . Das obige Differentialgleichungssystem aus den Gln. (1) bzw. (1a) und (2) ist linear, weshalb aus dem Tracerversuch eine Einheitsimpulsantwortfunktion (engl. Unit Pollutograph oder Unit Chromatogram) ähnlich der bekannten Einheitsganglinie (Unit Hydrograph, ‚UH‘) der Hydrologie ermittelt werden kann. Aus dieser kann wiederum – ebenfalls analog zum UH – die Reaktion des Bach- oder Flussabschnitts auf das zu untersuchende Einleitungsszenario des Schadensfalles errechnet werden, ohne dass dazu die Parameter des Totzonenmodells geschätzt bzw. die Differentialgleichungen gelöst werden müssen. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang jedoch, dass die Impulsantwortfunktion von der Wasserführung abhängt und die Anwendung der aus dem Tracerversuch ermittelten Funktion daher nur dann zulässig ist, wenn die Wasserführung beim Schadensfall mit jener beim Tracerversuch (nahezu) übereinstimmt. Diese Situation und damit die Anwendbarkeit der beschriebenen vereinfachten Vorgangsweise wird daher in der Praxis nur gelegentlich, aber nicht allzu oft vorliegen. Zumeist wird man daher doch Lösungen der Gln. (1) bzw. (1a) und (2) unter Berücksichtigung von Anfangs- und Randbedingungen ermitteln müssen.

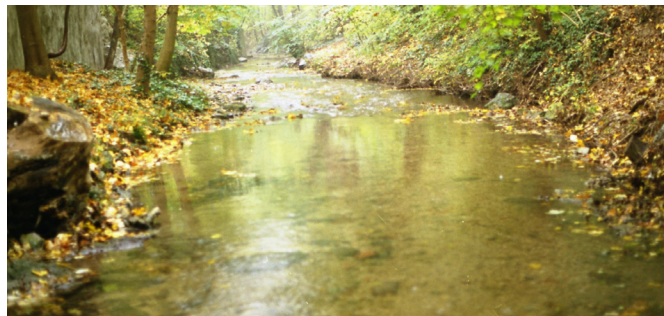
Lösungen des Systems der Totzonengleichungen gehören üblicherweise zu einer der folgenden drei Gruppen:

- analytische Lösungen (z.B. 3, 8)
- numerische Lösungen (z.B. 6)
- momentengestützte Näherungen (heute keine nahe liegende Wahl mehr für die Untersuchung von Kontaminationsfällen).

Bei den numerischen Lösungen hat die OTIS-Software (One-dimensional Transport with Inflow and Storage) des U.S. Geological Survey weltweit die weiteste Verbreitung erreicht und wurde auch bei einer sehr großen Anzahl wissenschaftlicher Arbeiten und praktischer Untersuchungen benützt. Das zugehörige Programm zur Parameterschätzung, OTIS-P, baut auf dieser numerischen Lösung, einem Differenzenschema, auf und sucht die ‚optimale‘ Parameterkombination durch wiederholte Gleichungslösung, verbunden mit einem nicht-linearen Regressionsalgorithmus. Abbildung 2 zeigt das Ergebnis einer solchen Parameteroptimierung zusammen mit den Messdaten des zugrunde liegenden Tracerversuchs am Mödlingbach (N.Ö.), Abbildung 3 eine Aufnahme des Versuchsabschnittes mit Blick von der Einleitungsstelle in Fließrichtung.



Tracerversuch am Mödlingbach mit Konzentrationsganglinie aus OTIS-P



Versuchsabschnitt am Mödlingbach, Blick in Fließrichtung

4. Anwendung auf den Kontaminations- bzw. Schadensfall

Der Tracerversuch im Rahmen eines Gerichtsauftrages findet typischerweise relativ lange nach dem zu untersuchenden Kontaminationsereignis statt und damit in der Mehrzahl der Fälle auch bei deutlich anderen Wasserführungen des gegenständlichen Fließgewässers. Dies erfordert naturgemäß eine Parameter-Übertragung auf andere Strömungssituationen im betrachteten Fließgewässerabschnitt als sie der Parameterschätzung zugrunde gelegen sind. Natürlich wäre es wünschenswert, die Bandbreite realistisch zu erwartender Wasserführungen durch mehrere Tracerversuche abzudecken, dies ist aber aus zeitlichen und Kostengründen meist nicht realistisch. Damit verbindet sich aber die Frage nach der Qualität der berechneten Schadstoffkonzentrationsganglinie (und insbesondere des Konzentrationsscheitels) sehr eng mit der Zulässigkeit der geschilderten Parameterübertragung – eine für den / die Sachverständige wichtige, in der Fachliteratur aber kaum behandelte Fragestellung. Eine die Durchflussabhängigkeit von Transportparametern behandelnde Arbeit von Jin und Ward 4 wäre diesbezüglich zwar thematisch relevant, ist aber auf Grund des Regimes des dort untersuchten Fließgewässers (sehr kleine Fließgeschwindigkeiten, teilweise sogar laminare Strömung) auf österreichische Verhältnisse praktisch nicht übertragbar und gibt auch keine direkten Informationen

über die zu erwartenden Fehler in der berechneten Maximalkonzentration an. Derartige Angaben sind einer Vorstudie des Verfassers am Mödlingbach,¹⁰ zu entnehmen, wobei an einer umfassenderen Untersuchung des Themas mit größerem Datenkollektiv und unter Einbeziehung auch anderer europäischer Datensätze (z.B. Torrente Lura nahe Mailand) aktuell gearbeitet wird. Soweit bisher absehbar, dürften die in der Vorstudie angegebenen (dort zwangsläufig provisorischen) Größenordnungen Bestätigung finden, und zwar konkret:

Bei Übertragung von K , ε und T (und Übernahme der Fließgeschwindigkeit u von dem zu simulierenden Ereignis, wie sie etwa gerinnehydraulisch berechnet werden könnte) deuten die Forschungsergebnisse darauf hin, dass die Parameterübertragung bis zu einem Abflussverhältnis von 1:2 mit Abweichungen im Scheitel der Konzentrationsganglinie von weniger als 40% verbunden ist. Bei den italienischen Vergleichsdatensätzen ergaben sich durchwegs etwas geringere Fehlermaße, sodass die Angabe der obigen 40% schon ein realistisches Maß darstellen dürfte.

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Zur Herstellung von Ursache-Wirkung Beziehungen nach Kontaminationsfällen an kleineren Fließgewässern (Bächen, kleinen Flüssen) steht nach intensiver internationaler Forschung in den letzten Jahren nunmehr ein umfangreiches hydrologisches und umwelthydraulisches Instrumentarium zur Verfügung. Dieses Instrumentarium wird im vorliegenden Beitrag kurz vorgestellt, auf das Problem der Parameterübertragung wird eingegangen und eine Fehler-Größenordnung angegeben. Von den beschriebenen Methoden und Ergebnissen ist eine deutliche Unterstützung der Sachverständigentätigkeit zu diesem Themenbereich und eine Erhöhung der Aussagenschärfe künftiger Gutachtensaussagen zu erwarten.

Literatur

- 1 Bencala, K.E. und Walters, R.A.: Simulation of solute transport in a mountain pool-and riffle stream – A transient storage model. *Water Resources Research* 19 (3), 718-724, 1983
- 2 Fischer, H. B.: The Mechanics of Dispersion in Natural Streams. California Institute of Technology, Pasadena, Technical Rep. KH-R-12, 1966.
- 3 Hart D. R.: Parameter estimation and stochastic interpre-

tation of the transient storage model for solute transport in streams. *Water Resources Research* 31 (2), 323-328, 1995.

- 4 Jin, H.-S. und Ward, G.M.: Hydraulic characteristics of a small Coastal Plain stream of the southeastern United States: effects of hydrology and season. *Hydrological Processes* 19, 4147-4160, 2005.
- 5 Runkel R. L.: One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS): a solute transport model for streams and rivers. *Water Resources Investigations Rep. 98-4018*, U.S. Geological Survey, Denver, Co., 73 S, 1998.
- 6 Runkel R. L. und Chapra S. C.: An efficient numerical solution of the transient storage equations for solute transport in small streams. *Water Resources Research* 29 (1): 211-215, 1993.
- 7 Schmid, B. H.: On the transient storage equations for longitudinal solute transport in open channels: temporal moments accounting for the effects of first-order decay. *J. Hydr. Res.* 33(5): 595-610, 1995.
- 8 Schmid, B.H.: Analytic Solution of the Transient Storage Equations Accounting for Solute Decay. 27. IAHR-Congress, San Francisco, Aug. 1997. *Environmental and Coastal Hydraulics: Protecting the Aquatic Habitat, Proc. of Theme B*, vol. 1, 15-20, 1997.
- 9 Schmid, B.H.: Vorhersagemethoden bei Schadstoffbelastungen. Beitrag zum ÖWAV-Seminar „Naturgefahr Wasser - Wahrnehmung und Management“, Februar 2006. Tagungsband, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, 2006.
- 10 Schmid, B.H.: Can longitudinal solute transport parameters be transferred to different flow rates? *ASCE J. of Hydrological Engineering* 13 (6), 505-509, 2008.
- 11 Taylor, G. I.: The Dispersion of Matter in Turbulent Flow through a Pipe. *Proc. Roy. Soc. London Ser. A.* 223, 446-468, 1954.

Korrespondenz:

Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Bernhard H. Schmid
Allgemein beeideter und gerichtlich zertifizierter
Sachverständiger
Vegagasse 16, A-1190 Wien
Tel. & Fax: 01/3688623
e-mail: schmid@hydro.tuwien.ac.at

Wichtig für alle vor dem 1. 1. 2000 auf unbestimmte Zeit eingetragenen Sachverständigen und für alle im Jahr 2004 erstmalig beeideten Sachverständigen!

Wir machen darauf aufmerksam, dass alle Sachverständigen, die vor dem 1. 1. 2000 auf unbestimmte Zeit eingetragen wurden sowie all jene, die im Jahr 2004 erstmalig beeideter wurden, bis längstens Ende September 2009 den Antrag auf Verlängerung der Eintragung an die Präsidentin oder den Präsidenten des Landesgerichts, bei dem sie seinerzeit den Antrag auf Eintragung gestellt haben, zu richten haben.

Im Antrag sind die gerichtlichen Verfahren, in denen Sie seit Ihrer Eintragung, bei häufiger Heranziehung in einem maßgeblichen Zeitraum vor der Antragstellung, etwa im letzten Jahr vor der Antragstellung, tätig geworden sind, mit Aktenzeichen und Gericht anzuführen. Der Rezertifizierungsantrag hat auch einen Hinweis auf die absolvierten Fortbildungsaktivitäten zu enthalten. Legen Sie daher auch – soweit vorhanden – dem Antrag einen Ausdruck des Bildungs-Passes bei.

Die Präsidentin oder der Präsident kann weitere Ermittlungen anstellen und ein Gutachten der Kommission nach § 4a SDG oder eine Äußerung eines qualifizierten Mitglieds dieser Kommission einholen.

Es wird empfohlen, den Antrag auf Rezertifizierung nicht erst gegen Ende der dafür offen stehenden Frist, sondern möglichst bald zu stellen, um eine gleichmäßige Auslastung der mit der Rezertifizierung befassten Stellen zu erreichen.