

**Schlüsselwörter**

Schadstoffmigration  
Tracerhydrologie  
Geoelektrik  
Standorteignung  
Grundwasserschutz

# Simulation eines Schadstoffeintrags in das Grundwasser durch geoelektrischen Nachweis einer migrierten Salztracerlösung

WALTER F.H. KOLLMANN, JOHANN W. MEYER & ROBERT SUPPER\*)

11 Abbildungen

## Inhalt

Zusammenfassung .....	15
Abstract .....	15
Resumée .....	16
1. Einleitung .....	16
2. Geophysikalische Grundlagen .....	17
3. Methodenvergleiche .....	17
3.1. Berechnung .....	18
3.2. Testkreis .....	18
3.3. Einbohrloch-Isotopenverdünnungsmethode .....	18
3.4. Geoelektrischer Nachweis eingespeister Salztracer .....	18
4. Vorstudien .....	18
5. Versuchsgebiet Leibnitzer Feld .....	19
5.1. Vormessung und Planung .....	19
5.2. Salzeinspeisung .....	19
5.3. Geoelektrische Feldmessungen .....	21
5.3.1. Rastermodifikationen .....	21
5.3.2. Datendarstellung .....	21
6. Fallbeispiel Haslacher Au – Hydrogeologische Auswertung .....	21
7. Kritik und Folgerungen .....	26
Literatur .....	28

## Zusammenfassung

In zunehmendem Maße werden die Trinkwasservorräte der Erde durch Industrie und unsachgemäße Abfallentsorgung bedroht. Es ist unsere Aufgabe, weitere Verunreinigungen zu verhindern und die Ausbreitung bestehender Verschmutzungen einzudämmen. Geophysikalische Methoden stellen dabei ein geeignetes und nötiges Hilfsmittel dar. Mit ihnen können Schadstoffeinträge kartiert, deren Ausbreitung gemessen und mit diesen Informationen Gegenmaßnahmen gesetzt werden.

Jedoch sollte man es nicht so weit kommen lassen. Größeres Augenmerk sollte auf eine Risikoanalyse von geplanten und existierenden Objekten gelegt werden, die unter gewissen Umständen eine Verunreinigung von Grundwässern verursachen könnten.

In dieser Arbeit wird eine geophysikalische Methode erarbeitet, die eine Abschätzung der Auswirkungen von eventuellen Schadstoffeinträgen auf Grundwasserreservoirs ermöglicht und helfen kann, die Verursacherfrage für bestehende Verunreinigungen zu klären.

Mit Hilfe von umweltverträglichen Kochsalztracern, die in das Grundwasser mittels Bohrungen oder Sickerschlitzten eingebracht werden, wird eine Punktfiltration von Schadstoffen simuliert. Durch geoelektrische oder elektromagnetische Kartierung kann die Ausbreitung dieser Salzwolke von der Erdoberfläche aus ohne Abteufung kostenaufwendiger Bohrungen verfolgt werden und somit Ausbreitungsrichtung und Geschwindigkeit bestimmt werden. Diese tracerhydrologische Methodenentwicklung basiert auf der Tatsache einer Widerstandsverringerung durch die eingespeiste Salzlösung. Durch zeitlich wiederholte, mehrfache Messungen gelingt deren Verfolgung im abstromigen Bereich. Pfad und Fließgeschwindigkeit entsprechen den natürlichen, durch die Sedimentologie, Gefällsverhältnisse und Staueroberfläche, sowie Fluideigenschaften vorgegebenen Verhältnissen.

Dies liefert wertvolle Erkenntnisse über die Folgen eines wirklichen Schadstoffeintrages und kann als nützliche Information zur Abgrenzung von Schutzgebieten und Auswahl von Industriestandorten verwendet werden, denn Schadstoffausbreitungen im Grundwasser folgen nicht immer hydraulischen Gesetzmäßigkeiten. Unlösliche Phasen, die schwerer als Wasser sind, besitzen eine spezielle Fließdynamik. Dabei ist das Einfallen und Relief des Stauers (für CKWs insbesondere das kristalline Basement) maßgebend und nicht das Gefälle der Grundwasser Oberfläche.

Die Möglichkeiten und Grenzen dieses neuentwickelten Markierungsversuches mit geophysikalischem Nachweis und Nachvollziehung der wahren unterirdischen Migration im Sinn einer Schadstoffimmissionsimulation werden an einem Fallbeispiel im Leibnitzer Feld (Steiermark) diskutiert und ausprobiert. Zusedimentierte ehemalige Mäanderschlingen und Tiefenrinnen und ihre Relevanz für die Anströmung von Brunnenfassungen und deren Schutzgebiet konnten dabei geoelektrisch und elektromagnetisch kartiert werden.

\*) Anschriften der Verfasser: Dr. WALTER F.H. KOLLMANN, Geologische Bundesanstalt, Fachabteilung Hydrogeologie, Rasumofskygasse 23, A-1031 Wien; Dr. JOHANN W. MEYER, Ingenieurkonsulent für Technische Geologie, Wallensteinstraße 17, A-1200 Wien; Dr. ROBERT SUPPER, Institut für Meteorologie und Geophysik, Universität Wien, Althanstraße 14, A-1090 Wien.

## Simulation of Pollutant-Immission by Using Geoelectric Surveys of an Artificially Introduced Salt Tracer

### Abstract

Pollutant-Immission and their simulation have motivated the Geological Survey of Austria to develop an innovative method for the determination of actual flow paths and velocities of a plume.

Using geoelectric surveys for the detection of artificially introduced salt tracer, the method supplements ex-situ and conventional tracer hydrology, which permits only point determinations of direct (bee-line) data in aquifers.

Geoelectrical mapping was carried out, using a star-like grid for depth-specific contouring and subsequent automation in a datalogger over an extendable probe network. The injection of the salt causes a reduction of the specific electric resistivity afterwards. The actual subterranean flow-path and migration-velocity is thus readily determined from the surface without resorting to any operations involving ground disturbances, including drilling. Naturally, any fluctuations and directional variations (meander dynamics) can also be recorded.

Assuming the scenario of contamination having occurred, latent hazard potentials and reaction times required for the implementation of counteractive measures are identified, thus providing pertinent environmentally relevant information packages. These are of potential interest to waste management facilities and drinking water supply systems as well as their areas of influence and protection.

### La simulation de l'immission de matière polluante: l'application d'un traceur de sel et la verification de sa migration á l'aide de méthodes géophysiques

### Resumée

Les diffusions de matières polluantes dans les eaux souterraines ne se conforment pas toujours aux régularités hydrauliques. Les phases insolubles avec un poids spécifique supérieur à celui de l'eau, ont une dynamique d'écoulement particulière, qui est déterminée par la pente et le relief de l'aquiclude et non pas par la pente du niveau phréatique. Une nouvelle méthode de marquage a été combinée avec une vérification géophysique. La simulation d'une infiltration de matière polluante se base sur la réduction de la résistance électrique provoquée par l'eau salée. La migration d'un traceur de sel est prouvée par les sondages de WENNER qui ont été répétés plusieurs fois. Ce teste peut servir comme modèle pour la diffusion d'autre matière polluante.

## 1. Einleitung

Schadstoffversickerungen in das Grundwasser können prinzipiell auf zweierlei Ursachen zurückgeführt werden. Einerseits passieren Immissionen punktförmig durch Unfälle abrupt auf Verkehrswegen oder im allgemeinen unbemerkt und permanent in Siedlungs- und Gewerbe-/Industriegebieten, andererseits flächenhaft und latent durch unsachgemäße landwirtschaftliche Bewirtschaftung, unbemerkte Leckagen von Abwasserentsorgungskanälen und Altlasten. Die Auswirkungen punktförmiger Einträge waren durch ein neu zu entwickelndes Verfahren zu simulieren und prognostizieren.

Schadstoffausbreitungen im Grundwasser folgen nicht immer hydraulischen Gesetzmäßigkeiten (KOLLMANN et al., 1993). Hochkonzentrierte Lösungen und unlösliche Phasen, die spezifisch schwerer als Wasser sind, besitzen eine eigene Fließdynamik (YONG et al., 1992). Dabei kommt es nicht auf das Gefälle der Grundwasseroberfläche an, vielmehr ist das Einfallen und Relief des Stauers maßgebend (Abb. 1).

Das Auffinden von Verursachern und die Ansiedlung zukünftig möglicher Emittenten sollte unter Berücksichtigung der durch diese effektiv, potentiell oder durch Simulation ausgehenden Schadstofffahren erfolgen. Dabei werden Interessenskonflikte wegen des absolut notwendigen Grundwasserschutzes nur dann abzustimmen und wasserrechtlich durchzubringen sein, wenn eine genaue Kenntnis über tatsächliche Fließwege und -zeiten vorliegt. Durch die daher mögliche Optimierung von Wasserschutzgebieten können einerseits der Flächenanspruch, andererseits die geforderten Entschädigungszahlungen minimiert werden.

Als Ergänzung zu konventionellen Tracerverfahren, die in Porengrundwasserleitern lediglich punktförmige und direkte (Luftlinie) Aussagen zulassen, wurde eine Methode entwickelt, die tatsächliche Migration in-situ über den geoelektrischen Nachweis von künstlich eingebrachtem Salztracer zu verfolgen (KOLLMANN, 1990; KOLLMANN, et al., 1991).

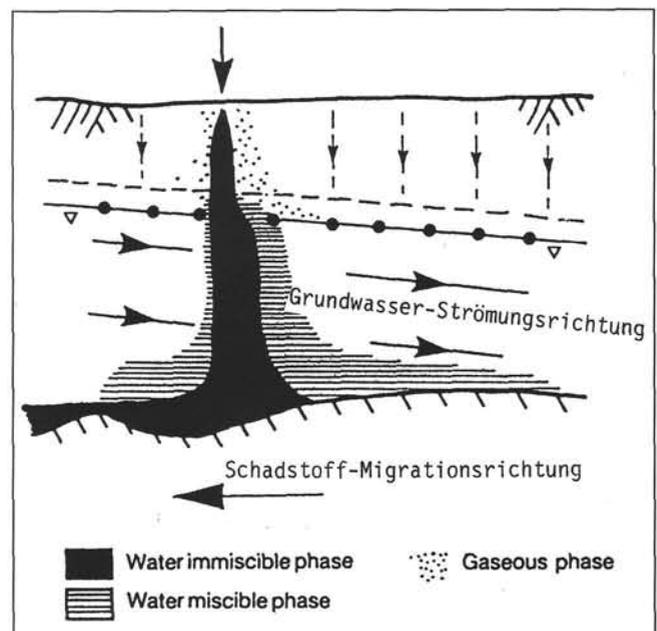


Abb. 1. Schadstoffversickerung und Migration von spezifisch schwereren Phasen treffen nicht entlang der Grundwasserspiegeloberfläche nach deren Einfallsrichtung, sondern füllen das Relief des Grundwasserstauers und folgen dessen Abdachung. Ergänzt nach DOWNING & WILKINSON (1991).

Mittels geoelektrischer Kartierungen, die nach Durchführung einer Blindwertmesserie und durch die danach zu berechnende Auslageweite teufenmäßig knapp über der Staueroberfläche festgelegt werden, ist durch mehrfache Wiederholungen nach Stunden, Tagen und Wochen das Migrieren des Tracers erfaßbar. Die zeitaufwendige Registrierung ist zukünftig automatisiert per Datensammler an einem erweiterbaren Sondennetz vorgesehen. Damit läßt sich dann die wahre unterirdische Schadstoffausbreitung ganz ein-

Abb. 2.  
Das Meßprinzip des geoelektrischen Nachweises künstlich eingespeister Salztracer.

A – B: Außenelektroden  
(Stromeinspeisung I),  
M – N: Innenelektroden  
(Potentialmessung U).

fach ohne Flurschäden und Bohraufschlüsse und zwar nur von der Erdoberfläche aus simulieren (Abb. 2). Dabei können natürlich auch sich ändernde Geschwindigkeiten und Richtungen (Mäanderdynamik) aufgezeichnet werden.

Nach einer solchen Simulation wird das latente Gefährdungspotential einer Kontamination und die Reaktionszeit für Gegenmaßnahmen prognostizierbar, wodurch eine eminent umweltrelevante Information für Trinkwasserversorgungsanlagen angeboten werden kann.

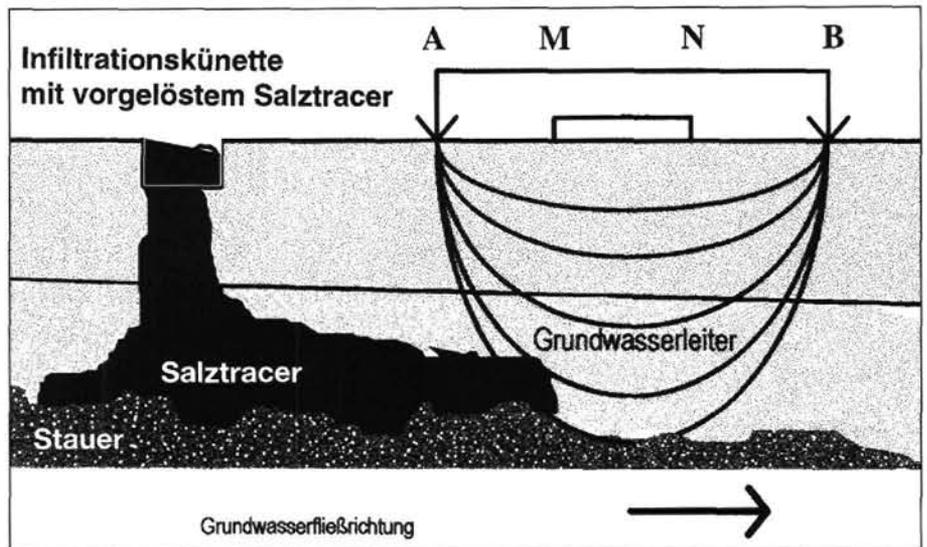
Unter diesem Gesichtspunkt eines Schadstoffszenarios (z.B. CKW) oder zur Verfolgung von belastetem Grundwasser, wie beispielsweise durch Überdüngung mit Gülle, die eine ebensolche spezifisch schwerere Salzlösung und kein reines Wasser ist, sind die physikalischen Eigenschaften des als Tracer verwendeten Speisesalzes durchaus vergleichbar, den Stofftransport zu simulieren. Überdies wird darauf hingewiesen, daß es sich um einen unbedenklichen Tracer handelt, was für die zwar noch nicht bewiesen, aber vermutlich kanzerogen wirkenden Farbtracer oder radioaktive Isotope, die bereits bei einer Wasserrechtsverhandlung betreffend das Purbacher Schongebiet explizit verboten wurden, nicht zutrifft.

Im Falle einer Sanierung ist es vom programmatischen Gesichtspunkt aus nicht nur relevant die Fließrichtung des reinen, nicht kontaminierten Wassers zu kennen, sondern die effektive Schadstoffausbreitung prognostizieren zu können. Es kommt für den Sanierungserfolg wesentlich darauf an, ob eine Koinzidenz mit der Grundwasserfließrichtung vorliegt oder der spezifisch schwerere Schadstoff unter Umständen dem Relief des Stauers folgt und in dessen Einfallrichtung abtrifft.

## 2. Geophysikalische Grundlagen

Wie bei herkömmlichen Methoden wird ein NaCl-Tracer über eine unverrohrte Bohrung bis zur Grundwasseroberfläche oder einfacher über einen Sickerschlitz (Künette) in die ungesättigte Zone eingebracht. Dieser breitet sich gleichsam als künstlich infiltrierter Schadstoff im Grundwasser aus (Abb. 2). Der erhöhte Salzgehalt bewirkt eine Erniedrigung des elektrischen Widerstandes des Grundwassers und damit verbunden des Schichtwiderstandes des Grundwasserleiters. Diese Widerstandsänderung kann, fällt sie stark genug aus, durch die Methode der Geoelektrik von der Geländeoberfläche her nur durch das Hineinstecken von Stahlstäben mit ca. 1 cm Durchmesser bis in 10 cm Tiefe des A-Bodens gemessen werden.

Über die örtliche Verteilung der Änderung des Widerstandes lassen sich nun Rückschlüsse auf die Ausbreitungsrichtung eines Schadstoffes und Fließgeschwindigkeit des Grundwassers ziehen. Es können dabei Schadstoffeinträge



wie Deponiesickerwässer, ungeklärte Abwässer, Gülle (Überdüngung), möglicherweise auch chlorierte Kohlenwasserstoffe und deren Migration simuliert werden. Eine Gefährdung des Wassers durch das Salz besteht nicht, da die anfänglich hohe Konzentration sehr schnell verdünnt wird und bald (ca. 1 Monat nach bisherigen Erfahrungen) unter den Richtwert von 200 mg Chlorid/l abfällt.

Weiteres Ziel der geoelektrisch kontrollierten Markierungsversuche ist es, eine Optimierung der Injektionsmenge (d.h. Minimierung der Salzeingabe von derzeit 60 kg und Nachspülmengen) unter Berücksichtigung möglichst geringer hydraulischer Veränderungen zu erreichen. Die Varianten entweder eine momentane oder kontinuierliche Einspeisung, jedenfalls ohne wesentliche Bildung eines Infiltrationskegels in der gesättigten Zone mit unbeabsichtigter Standrohrspiegelgefälls- und damit Fließgeschwindigkeitserhöhung, sind auf diese Effekte hin in der Praxis zu wählen.

Aufgrund zahlreicher Pumpversuchspeilrohre konnte eine parallel laufende, konventionelle hydrochemische Analytik eingesetzt werden, die ebenfalls zur Minimierung der unbedingt notwendigen Einspeisemenge erforderlich ist.

Da in der ungesättigten Zone bei einem Vorversuch über eine untiefe Künette (ca. 30 cm Humusabhebung) eingespeist werden kann, besteht die Möglichkeit, die vertikale Sickergeschwindigkeit in der ungesättigten Überdeckung des Grundwasserleiters entsprechend einem Infiltrationstest auszuwerten. Die nachfolgende Geoelektrik sollte nach dem System der Schlumberger Anordnungen mit Vergrößerung der A-B-Abstände (Abb. 2) der Außensonden und fortschreitender vertikaler Eindringtiefe die absickernde Salzfront verfolgen und deren Sickerzeit und -geschwindigkeit messen. Eine Verifikation ist durch vorausgehende Tracerinfiltrationstests (Methode „INTEST“) an senkrechten Aufschlußwänden von Sand-Kies-Gruben im Nahbereich des Meßgebietes vorzusehen (KOLLMANN et al., 1992a).

## 3. Methodenvergleiche

Diese interdisziplinär neuentwickelte Methode des geophysikalischen Nachweises eingespeister Salztracer zur Vorhersage von Schadstoffmigrationen (Simulation von Schadstoffszenarios mit der Option, wahre Geschwindigkeiten, auch Teilgeschwindigkeiten und Richtungen vorauszusagen) ist als Ergänzung der Palette von Tracerverfahren

ren anzusehen. Sie steht nicht in Konkurrenz zu herkömmlichen Grundwassermarkierungen, deren Einsatzmöglichkeiten auf wasserlösliche oder an der Grundwasserspiegeloberfläche treffende Schadstoffe (z.B. spezifisch leichtere Kohlenwasserstoffe wie Mineralöle etc) beschränkt ist. Vorgestellt wird ein Überblick und Vergleich von Vor- und Nachteilen konventioneller Ex- und In-situ-Verfahren:

### 3.1. Berechnung

Eine Berechnung ist möglich unter Anwendung des Algorithmus nach DARCY

$$v_f = k_f \cdot I$$

wobei:  $v_f$  = Filtergeschwindigkeit

$k_f$  = Durchlässigkeitsbeiwert

$I$  = Standrohrspiegelgefälle

und Division durch den durchflußwirksamen Hohlraumanteil  $n_f$  (bzw. Nutzbares Porenvolumen  $P^*$ ), sodaß sich die Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  errechnet aus

$$v_a = \frac{v_f}{n_f}$$

Das Ergebnis ist die effektive Grundwasserfließgeschwindigkeit, ausgedrückt als Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$ , zwischen zwei Punkten. Diese ist in der Dimension Meter pro Tag (m/d) anzugeben. Die Fließrichtung wird normal zu Hydroisohypsen konstruiert. Diese Vorgangsweise zur Prognose von Stofftransporten ist ausschließlich für wasserlösliche Verunreinigungen gültig, die durch die Grundwasseroberfläche in ihrer Ausbreitungsdynamik gesteuert werden.

### 3.2. Testkreis

Bis zu zwölf Beprobungsbohrungen werden im Sinne des Uhrziffernblattes um eine zentrale Einspeisbohrung abgeteuft. Der Nachweis der wahren Fließgeschwindigkeit und Richtung gelingt durch Einsatz konventioneller Tracer (Salze, Farben etc.) mit kontinuierlicher Datenerfassung oder zeitweisem Sampling. Das Ergebnis ist jedoch streng genommen nur gültig für den Bereich des Testkreisdurchmessers (ca. 5 m).

### 3.3. Einbohrloch-Isotopenverdünnungsmethode

Durch Injektion eines kurzlebigen radioaktiven Tracers in den Mittelpunkt des Bohrlochdurchmessers und Messung der Dekonzentration und Aktivität mittels eines richtungsempfindlichen Detektors, der an der Bohrlochwandung rotiert wird, läßt sich die Filtergeschwindigkeit  $v_f$  des Grundwassers bestimmen. Für die Ermittlung der Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  in-situ ist eine zweite Bohrung erforderlich. Die Ergebnisse sind dann äquivalent der Testkreismethode und nicht mehr nur auf den Bohrloch- bzw. Verrohrungsdurchmesser bezogen. Da aber in einer abgepackten Filterstrecke die Grundwasserparameter gemessen werden, bleiben Schadstoffe, die nicht wasserlöslich sind oder in Phase absickern, in ihrer vertikalen Verlagerung und nachfolgenden horizontalen Migration an der Stauer Oberfläche unberücksichtigt.

### 3.4. Geoelektrischer Nachweis eingespeister Salztracer

Diese innovative tracerhydrologische Methodenentwicklung basiert auf der Tatsache der Widerstandsverminderung durch eingespeistes Salz zum Zweck einer Schadstoffsimu-

lation (z.B. Gülle, Deponiesickerwasser u.a. chemische Salzverbindungen) und der Verfolgung dieser im grundwasserabstromigen Bereich entsprechend der natürlichen, durch die Sedimentologie und Gefällsverhältnisse vorgegebenen Dynamik. Die Abdachung und das Relief des Stauers sowie zusedimentierte ehemalige Mäanderschlingen und ihre Relevanz für die Anströmung von Brunnenfassungen und deren Schutzgebiet können dabei kartiert werden.

Mit herkömmlichen Tracermethoden werden nur Abstandsgeschwindigkeiten oder punkt gültige Fließgeschwindigkeiten bestimmt. Was zwischen zwei Bohrungen geschieht, ob das Grundwasser oder ein Schadstoff direkt fließt, entlang von Tiefenrinnen oder alten Mäandern folgt, kann mit diesen Techniken nicht erkundet werden. Außerdem verlangen die meisten Methoden die Abteufung von teuren und zeitaufwendigen Bohrungen mit Ausbau zu Versuchsbrunnen.

## 4. Vorstudien

Ein ähnliches von der apparativen Durchführung und Instrumentierung des Versuchsgebietes einfaches geoelektrisches Verfahren in Kombination mit einer künstlichen Infiltration wurde bisher nicht bekannt. Flurschäden minimalen Ausmaßes ergeben sich nur durch eine Künette (Ausmaß: ca. 1 m lang und 0,3 m breit, Tiefe bis unter den Wurzelraum) oder bei mächtigeren Deckschichten durch eine Einspeisbohrung, die mit einem Durchmesser von etwa 1 Zoll per Hand geschlagen werden kann.

Geoelektrische Kartierungen zur Dokumentation natürlicher Salzwassermigration wurden bereits in Küstengebieten oder in den USA und Schweden im Zuge von Ausbreitungsmessungen der Abströmfahnen von Salinen angewandt. Im Rahmen eines Hearings an der University of Arizona (St. N. DAVIS, Dept. of Hydrology and Water Resources. Tucson, mündl. Mittg. 1990) wurden Anwendungsbeispiele diskutiert und für eine derartige 3-dimensionale und zeitliche hydrogeologische Untersuchung der Begriff „Geotomography“ geprägt.

Aufbauend auf diese internationalen Erfahrungen, die seit den 30-er Jahren in den USA begonnen, jedoch nicht weiterentwickelt wurden (wahrscheinlich wegen der mit damaligen Meßapparaturen zu geringen Auflösung), sind bereits im Jahr 1982 im Lafnitztal im Raum Neustift von J.W. MEYER Testmessungen mit künstlicher Salzeinspeisung zur Entwicklung dieser Methode durchgeführt worden. Eine Auswertung wurde nach den Kriterien der o.a. Fragestellung im Leibnitzer Feld nochmals durchgeführt. Dazu ist im Rahmen einer Diplomarbeit, betreut von Univ.-Prof. Dr. W. SEIBERL, die immens hohe Anzahl von Meßdaten derart aufbereitet worden, daß einschlägige Software das Gridding-Feld in einem 3-dimensionalen Blockmodell im Sinne einer Schadstoffausbreitungssimulation verarbeiten konnte. Daraus können nun Rohdaten für Schadstofftransportmodelle mit größerem Ausbreitungsumfang weiterverarbeitet werden.

In einem geologisch anderen Testgebiet im burgenländischen Anteil des Leithagebirges mit Kluff- bzw. Karstaquiferen, anstatt Porengrundwasserleitern wie im ersten Testfall, sind ebenfalls erste Erfahrungen gesammelt worden. Es fanden sich durch direkte hydrochemische Analytik an Beprobungsbohrungen Hinweise, daß gleichzeitig massive landwirtschaftliche Immissionen stattfanden. Durch diese Methode wurden neben dem eingespeisten Steinsalz auch die eluierten Düngersalze (Kalksalpeter) miterfaßt.

## 5. Versuchsgebiet Leibnitzer Feld

Als Leibnitzer Feld werden die quartären Terrassen und Aubereiche der Mur, Laßnitz und Sulm in der zentralen südlichen Steiermark bezeichnet (Abb. 3). Die Begrenzung dieses von der Mur in den Kaltzeiten durch Lateralerosion und Akkumulation geschaffenen Beckens bilden im Norden die verkarsteten Leithakalke des Aframer Tertiärs. Im Nordwesten bilden die Rifffalke und Kalkarenite der Wildoner Berge eine geomorphologische Barriere, wahrscheinlich aber keine hydrogeologische Grenze. Im Südwesten bildet das aus Schiefergesteinen und Diabasen aufgebaute paläozoische Grundgebirge und feinklastische Ablagerungen des Sarmats und Badens im Süden und Osten eine hydrogeologische Barriere. Das Grundwasser im Leibnitzer Feld, insbesondere in der Würmterrasse, welche durch einen 11 bis 12 m mächtigen gut durchlässigen Grundwasserleiter ausgezeichnet ist, wurde ausführlich von ZÖTL (1968) behandelt.

Umweltgeologische Voruntersuchungen im Leibnitzer Feld durch das Institut für Geothermie und Hydrogeologie (IGH Joanneum Research) und die vorhandene Instrumentierung im Einzugsgebiet der Wasserversorgungs- und Kraftwerksanlagen führten zur Auswahl folgender Testgebiete für geophysikalisch kontrollierte Tracerversuche (Abb. 3). Diese Vorschläge und deren Reihung wurden nach Prioritäten der Wasserwirtschaft in dieser Problemregion, insbesondere für die derzeitige und zukünftige Trinkwasserversorgung, die Sanierung von Nitratverunreinigungen und wegen der Interessenskonflikte – Landwirtschaft und Grundwasserschutz – festgelegt.

Es wurde dabei berücksichtigt, daß der direkte Nachweis einer Kontamination von konkreten Emittenten (Schweinemastbetriebe, Kläranlagen) zu Betroffenen (Wasserversorgungsbrunnen) geführt werden soll. Weiteres Ziel der ersten Markierungsversuche war es, eine Optimierung der Injektionsmenge (d.h. Minimierung der Salzeingabe und Nachspülung) unter Berücksichtigung möglichst geringer hydraulischer Veränderungen zu erreichen. Die Einspeisungen sollten ohne wesentliche Bildung eines Infiltrationskegels in der ungesättigten Zone mit unbeabsichtigter Standrohrspiegelgefälls- und damit Fließgeschwindigkeitserhöhung erfolgen. Diese Vorgabe war für die Fallbeispiele aus der Praxis, bei der ein Schadstoffunfall simuliert werden sollte, jedoch nicht relevant.

### 5.1. Vormessung und Planung

Prinzipiell sind zur Anwendung dieser Methode keine Kenntnisse über Fließrichtung, Fließgeschwindigkeit und Bodenparameter nötig. Solche Angaben können die Planung und Durchführung der Messung aber erheblich erleichtern (KOLLMANN, 1986).

Eine ungefähre Kenntnis der Fließrichtung kann zum Beispiel eine genauere Ausrichtung des Meßrasters ermöglichen. Die Erfahrung hat allerdings auch gezeigt, daß meist die verfügbaren Daten zu ungenau sind und die Fließrichtung lokal stark vom generellen Trend abweichen kann. Verläßt man sich auf solche Hinweise, kann durch eine falsche Ausrichtung des Meßrasters der Erfolg einer Meßserie stark beeinträchtigt werden. In den meisten Fällen sollte deshalb von einer Vorausrichtung des Meßrasters abgesehen und die im nächsten Kapitel ausgeführte sternförmige Meßkonfiguration, für die keinerlei Vorinformation nötig ist, gewählt werden.

Für die geoelektrische Kartierung muß ein bestimmter Außenelektrodenabstand, der sowohl von der Tiefenlage

des Aquifers als auch von der vertikalen Widerstandsverteilung im Untergrund abhängt, gewählt werden. Dazu war es nötig, vor Beginn der eigentlichen Meßserien einige geoelektrische (Schlumberger-)Tiefensondierungen im erwarteten Abströmungsbereich durchzuführen. Über Modellrechnung erhält man einen ungefähren vertikalen Widerstandsaufbau (JACKSON, 1978; HELING, 1988; GOLDENBERG, 1991; CARVALHO, 1992). Nimmt man an, daß sich der Wasserwiderstand bei 10°C durch die Salzeinspeisung von ursprünglich 21 Ohm·m auf 7.5 Ohm·m (dies entspricht ungefähr 1000 mg/l NaCl, eine maximal zu erwartende Konzentration) erniedrigt, so kann mit

$$n(x,y) = (0.62 \cdot W_w / W_s)^{1/2.15}$$

$n$  = Porosität

$W_w$  .... Wasserwiderstand

$W_s$  .... Schichtwiderstand

und dem aus der Modellrechnung erhaltenen Widerstand für den Grundwasserleiter ein Porositätswert für einen Aquifer mit einem Porenwasserwiderstand von 21 Ohm·m berechnet werden. Um den Widerstand des Aquifers nach der Salzeinspeisung zu erhalten, setzt man die zuvor berechnete Porosität  $n$  für einen Wasserwiderstand von 7.5 Ohm·m in die Gleichung

$$W_s(x,y) = W_w \cdot 0.62 \cdot n^{-2.15}$$

ein. Über Modellrechnung läßt sich nun eine theoretische Sondierungskurve für die Widerstandsverteilung vor und nach der Salzinfiltration für die jeweilige beabsichtigte Meßkonfiguration (meist Wenner) berechnen (JACOB et al., 1991). Subtrahiert man beide Kurven voneinander, so kann man den Außenelektrodenabstand mit der größten Änderung ableiten. Außerdem ist damit eine Abschätzung des zu erwartenden Meßeffektes möglich.

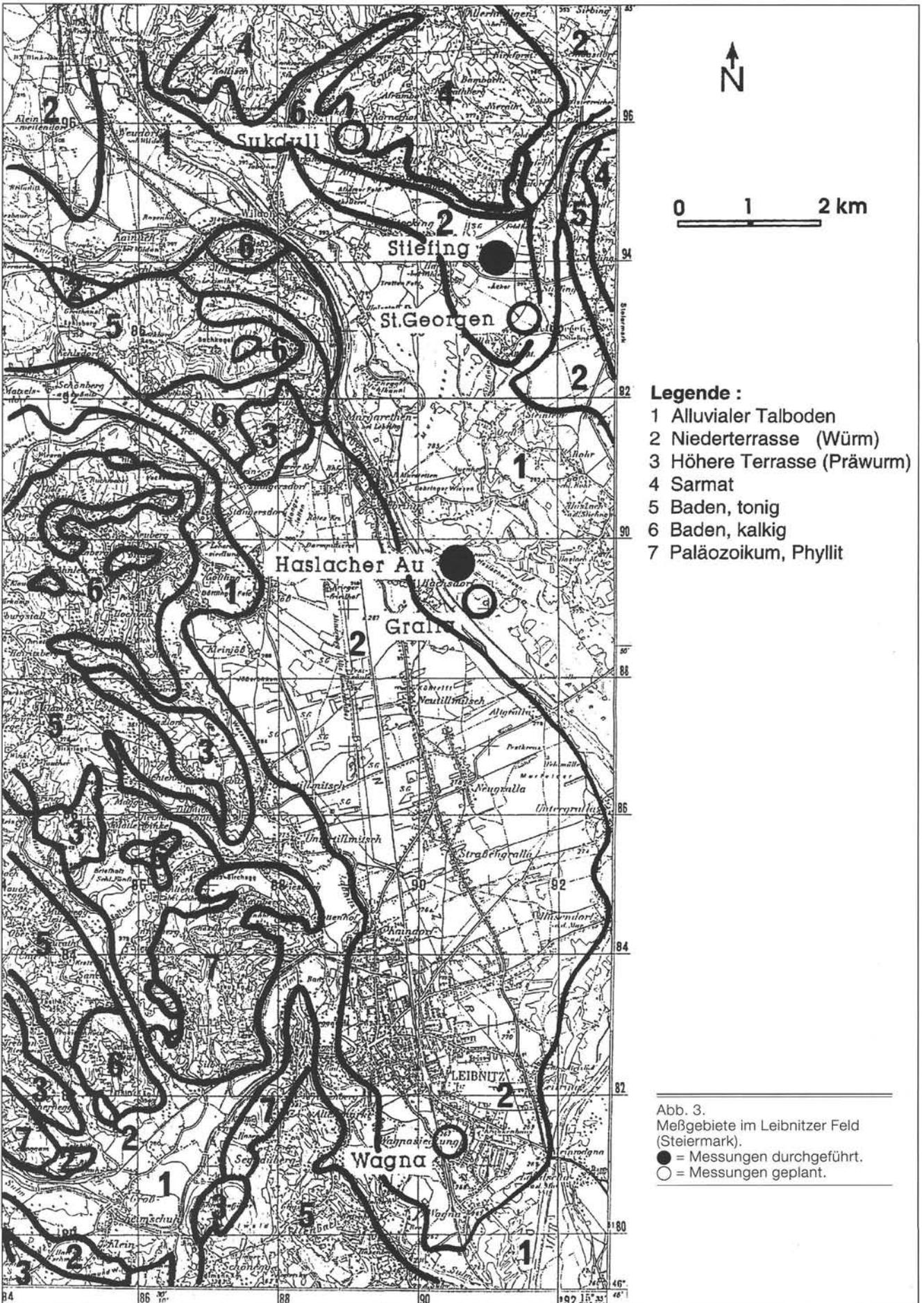
Es existieren zwar auch einige empirische Schätzungen für die Berechnung der Eindringtiefe mit einer bestimmten Sondenkonfiguration. Es hat sich jedoch gezeigt, daß einer individuellen Berechnung des günstigsten Außenelektrodenabstandes nach obiger Methode in der Praxis der Vorzug zu geben ist, da die vertikale Widerstandsverteilung in den Faustformeln nicht berücksichtigt wird und daher grobe Abweichungen entstehen können.

### 5.2. Salzeinspeisung

Zur Einspeisung wurden ursprünglich rund 200 kg NaCl, gelöst in 1000 l Wasser verwendet. Es hat sich aber gezeigt, daß bei einer Tiefe des Grundwasserleiters von 2 bis 10 m Flurabstand eine Reduktion der Einspeisemenge auf 60 kg noch genügend Meßeffekt liefert. Diese Erfahrungswerte sind gebietspezifisch und treffen insbesondere für die quartären Sedimente des Leibnitzer Feldes zu.

Als beste Methode zur Einspeisung hat sich eine „Unvollkommene“ Bohrung herausgestellt, die lediglich die Überdeckung durchörtert und an der Grundwasser Oberfläche eingestellt wird. Ein „Vollkommener“ Brunnen mit Filterrohren und im Stauer ausgebautem Sumpfrohr hat sich, da die Salzlösung nicht sofort durch die Filterschlitzte in den Grundwasserleiter übertreten kann, als ungünstig erwiesen.

Falls keine geringdurchlässige Deckschicht ausgebildet ist und sich der Grundwasserleiter in geringer Tiefe (2–4 m) befindet, kann über eine Künette eingespeist werden. Diese Art der Einspeisung kann als Modellfall für einen Schadstoffeintrag in das Grundwasser (Tankwagenunfall, leckere Flüssigkeitsbehälter, Altlast) im Leibnitzer Feld angesehen werden.



### 5.3. Geoelektrische Feldmessungen

Im Vergleich zu elektromagnetischen Methoden hat sich die Geoelektrik (Gleichstromverfahren) und im speziellen die WENNER-Konfiguration mit konstanten Sondenauslagen je nach Tiefe des Stauers als beste Methode zum Nachweis der durch das Salz erfolgten Widerstandsänderung im Grundwasserleiter erwiesen.

Diese sogenannte Kartierungsmethode ist vergleichsweise hochauflösend und universell einsetzbar, außerdem existieren bereits eine Vielzahl von Auswerteprogrammen.

Ein Nachteil ist, daß man mit einem Raster von Elektroden, die während der Meßdauer von einigen Tagen in der Erde verbleiben, arbeiten muß. Dies hat zur Folge, daß sich durch Einflüsse wie Regen der Übergangswiderstand an den Elektroden verändern und so ein Meßeffect vorgetäuscht werden kann. Außerdem ist es in der Praxis oft der Fall, daß absichtlich oder unabsichtlich Elektroden aus der Erde entfernt werden.

Fehlt eine Elektrode, so bewirkt dies einen Ausfall von vier Meßpunkten. Andererseits bewirkt eine Wiedereinbringung in das Erdreich meist große Fehler bei heterogenem Untergrund.

Eine Verbesserung ist durch berührungslose elektromagnetische Messungen möglich.

#### 5.3.1 Rastermodifikationen

Die ersten Messungen wurden mit einem rechteckigen Raster (Gridding) durchgeführt (KOLLMANN et al., 1992a und b). Dieser hat sich aber, sofern die Fließrichtung nicht genau bekannt war, als nicht zielführend erwiesen.

Deshalb wurde der sternförmige Raster (Abb. 4) entworfen, bei dem keine Informationen über Fließrichtung nötig sind. Der Grundraster dieser Konfiguration besteht aus einem Kreis mit 20 m Radius, der, sobald die ungefähre Fließrichtung aus der parallel laufenden Auswertung der Feldmessungen zu erkennen ist, in dem der Grundwasserfließrichtung entsprechenden Sektor erweitert werden kann. Voraussetzung ist eine Instrumentierung mit einem im Gelände einsetzbaren PC und akkubetriebenen Plotter (SUPPER in KOLLMANN et al., 1992b,c).

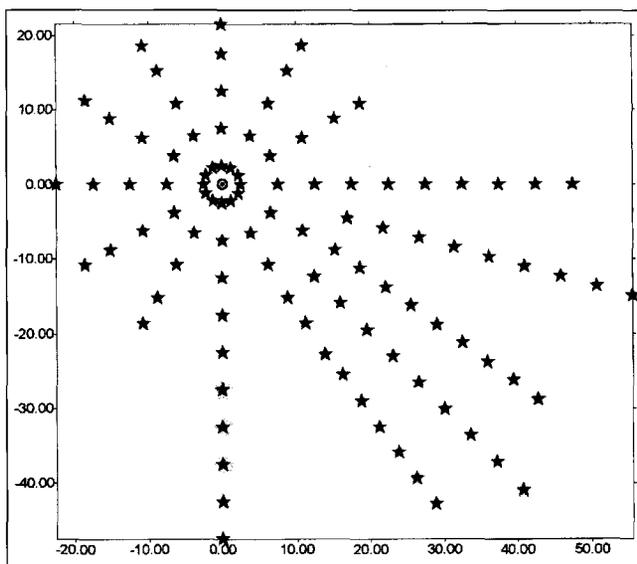


Abb. 4.  
Anordnung des modifizierten Meßrasters nach dem System der WENNER-Kartierung in Form eines Sternes mit der Option der Erweiterbarkeit im abstromigen Sektor.  
Prinzipische Skizze ohne Maßstab mit zentraler Einspeiskünette oder Bohrung (Kreis mit Punkt) und Elektrodenmeßpunkten (Sterne).

#### 5.3.2 Datendarstellung

Darstellungen der absoluten Meßdaten vor der Einspeisung (Background- bzw. Blindmessung) und zu verschiedenen Zeitpunkten danach waren bei den Erstmessungen im Raum Stiefing (Abb. 3) synoptisch schwer zu interpretieren (KOLLMANN et al., 1992a und c).

Erst durch eine Evaluierung in Form von Differenzdarstellungen relativ zu der vor der Einspeisung erfolgten Blindmessung kann die Salzausbreitung im Zeitraffereffekt besser visualisiert werden. Dabei wird eine Widerstandsverringern, welche durch eine höhere Salzkonzentration im Grundwasser hervorgerufen wird, in den Differenzenplots als Maximum dargestellt.

Es hat sich als günstig erwiesen, mindestens zwei Blindmessungen durchzuführen, da immer wieder an einzelnen Punkten Meßfehler auftreten können.

## 6. Fallbeispiel Haslacher Au – Hydrogeologische Auswertung

Im Oktober 1992 wurde in der Haslacher Au nahe Leibnitz (Südsteiermark, Abb. 3) ein Tracerinfiltrationsversuch durchgeführt. Zusätzlich zur Methodenentwicklung sollte folgende Fragestellung aus der wasserwirtschaftlichen Praxis behandelt werden:

Im Bereich der Stauwurzel des Flußkraftwerkes Gralla an der Mur wurde ein Versuchsbrunnen des Wasserverbandes Leibnitzer Feld abgeteuft (Notversorgungsbrunnen Well in Abb. 5 und 10). Es wurde der Brunnen vom Wasserverband lediglich 150 m von einer Abwasserkläranlage entfernt situiert. Dieser sollte aus dem Uferfiltrat im Auwaldgebiet zukünftig einwandfreies Trinkwasser fördern. Da die Qualität und Quantität zufriedenstellend befunden wurden, ergab sich die Notwendigkeit der Abgrenzung eines weiteren Schutzgebietes. Problematisch dabei ist jedoch die unmittelbare Nähe der Abwasserkläranlage. Das Szenario eines Schadensfalles durch Undichtigkeiten der Sammler oder Klärbecken war zu simulieren (KOLLMANN et al., 1994).

Die quartären Ablagerungen im Nahbereich der Mur etwa 300 m davon entfernt sind durch eine geologische Profilaufnahme vor der Schachtbrunnenabsetzung wie folgt dokumentiert (Abb. 6).

Beim Brunnenbau in unmittelbarer Nähe der Probebohrung I wurde nach Durchörterung des 0,3 m mächtigen Humusbodens eine mittel- bis feinsandige, dunkelbraune Schicht bis etwa 0,6 m Tiefe aufgeschlossen, der aufgrund ihrer Durchlässigkeit nicht das Prädikat Deckschicht gem. ÖNORM B2400 zugesprochen werden kann. Die mit keiner Schutzfunktion ausgestattete Überdeckung setzt sich im Liegenden fort und besteht im ungesättigten als auch im gesättigten Bereich aus gut gerundeten Karbonat- und Kristallingeröllen bis 150 mm. Maßgebende Korngröße ist die Mittelkiesfraktion, wobei die feinkörnige Matrix untergeordnet ist und Grobsand nicht unterschreitet.

Daraus ergibt sich eine außerordentlich gute Durchlässigkeit, die im Zuge eines Pumpversuches mit einem  $k_f$ -Wert von  $1,6 \cdot 10^{-2}$  m/s berechnet wurde (HEIDINGER, 1990). Die Mächtigkeit des Grundwasserleiters wird als Mittelwert aufgrund der Aufschlußbohrungen mit  $h_{gw} = 3$  m angenommen. Das Standrohrspiegelgefälle  $I_{St} = 1,6$  Promille im Ruhezustand. Als Entnahmemengen wurden Förderleistungen bis 45,4 l/s über 500 Stunden erreicht. Für die Pumpstufe von 20 l/s, die auch während des Tracerversuchs gefahren wurde, läßt sich eine Breite der Entnahmeparabel in der Größenordnung von  $B = 260$  m berechnen. Für die Be-

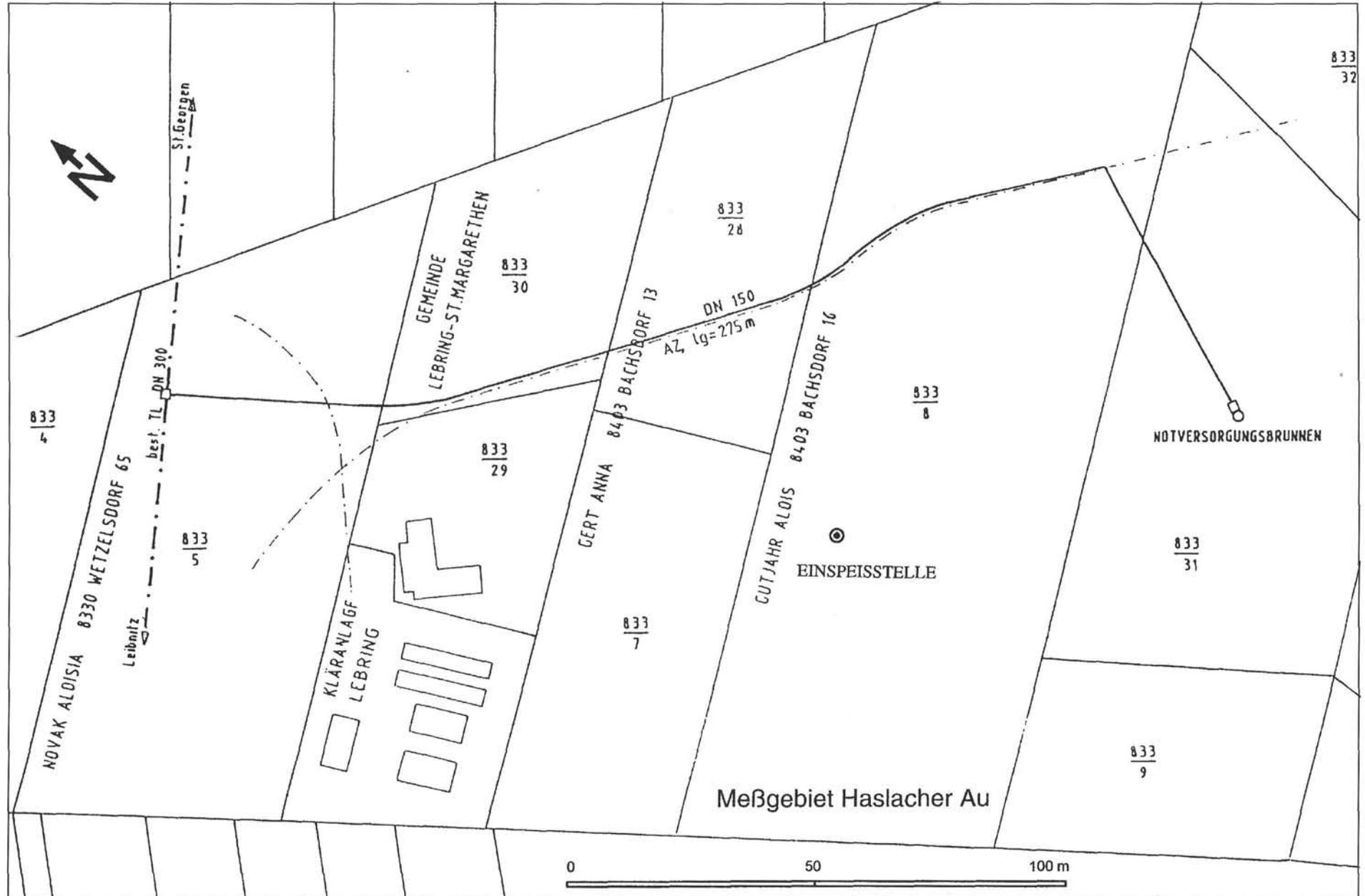


Abb. 5. Lageplan des Meßgebietes in der Haslacher Au (Gemeinde Bachsdorf) im östlichen Leibnitzer Feld (Steiermark). Nordwestlich davon, der Transportleitung DN 150 folgend, liegen die Klärbecken der Abwasseraufbereitungsanlage Lebring; der Markierungsversuch erfolgte auf der Parzelle 833/8.

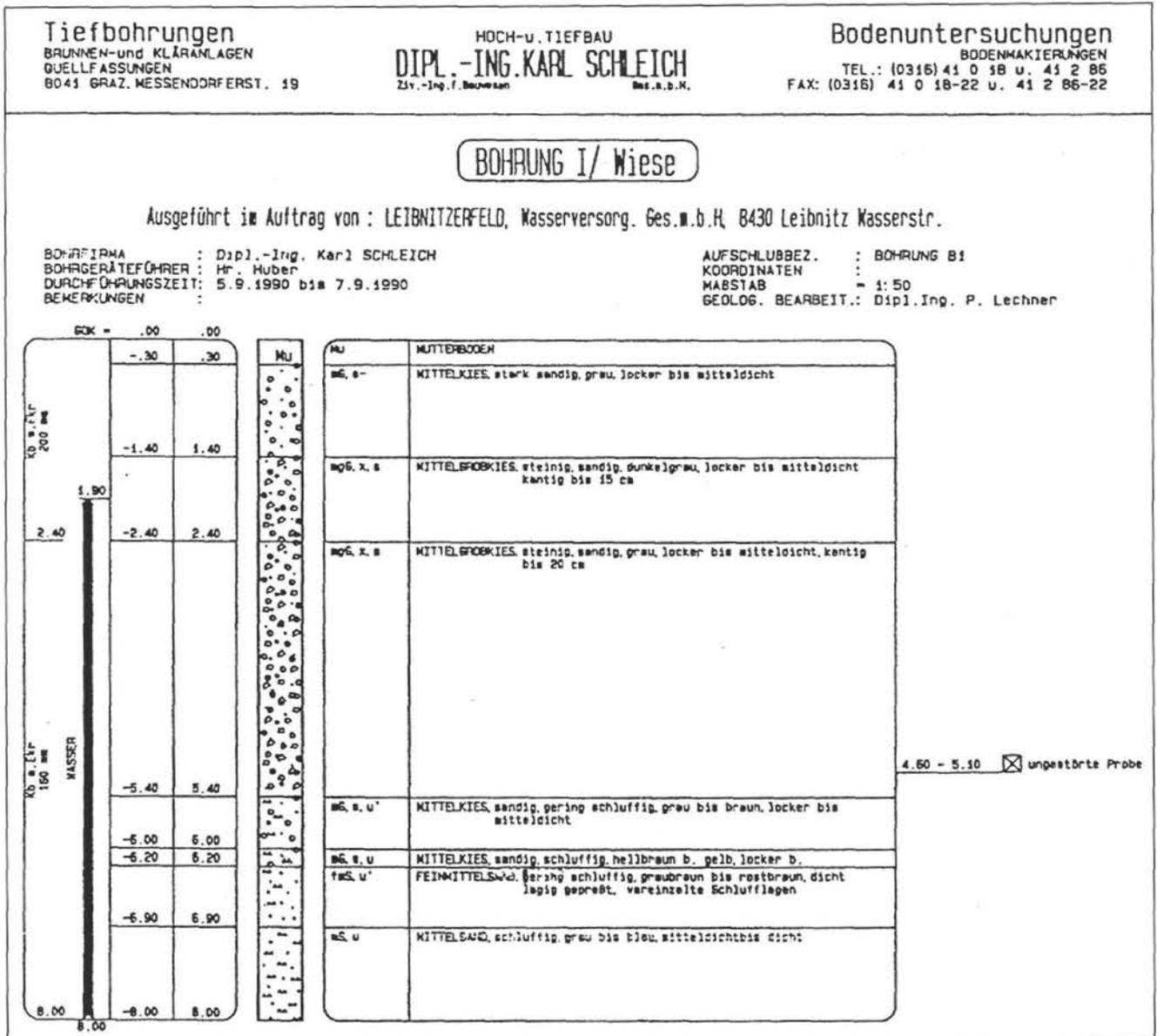


Abb. 6.

Schichtenverzeichnis der Bohrung I (Aufschlußbohrung für den Bau des Notversorgungsbrunnens) im alluvialen Talboden der Haslacher Au.

triebsleistung von 25 l/s errechnet sich B zu 325 m. Die maximale Förderrate führte zu einer Extension in der Größenordnung von etwa  $B = 600$  m.

Die regionale geologisch-geophysikalische Untergrundschichtung, die aus Bohrprofilen und Schlumbergersondierungen abgeleitet wurde, besteht aus einem hochdurchlässigen Grundwasserleiter in 3 bis 6 m Tiefe (der  $k_1$ -Wert um  $1,6 \cdot 10^{-2}$  m/s entspricht etwa einem spezifischen elektrischen Widerstand um 500 Ohm-m in diesem Meßgebiet). Im Hangenden lagert eine hochohmige Schottererschicht in der ungesättigten Zone (1000 bis 3000 Ohm-m) und liegend zum Grundwasserleiter eine niedrigohmige Sand-Ton-schicht (um 200 Ohm-m).

Der Sinn der Blindmessungen bestand zunächst darin, den Status quo auch in Hinblick auf einen vielleicht schon vorher stattgefundenen Schadstoffeintrag festzuhalten. Dies konnte nach den Backgroundmessungen aber ausgeschlossen werden. In weiterer Folge waren diese die Grundlage für die künstliche Simulation einer Schadstoffmigration durch Leckage im Gebiet zwischen Kläranlage und Brunnenfeld.

Im Zentrum des sternförmigen Rasters einer Wennerkartierung wurden am 22. 10. 1992 von 8,30–9,45 Uhr insgesamt 60 kg in Wasser gelöstes Speisesalz (NaCl) eingespeist.

Die Abb. 7a und b zeigen die Widerstandsänderung nach zwei Tagen. Außer einem symmetrischen Einsickerungskegel im Umkreis des Einspeisepunktes ist noch keine herausragende Ausbreitungsrichtung erkennbar. In den Abb. 8a und b, die die Widerstandsänderung nach 3 Tagen zeigen, ist bereits eine herausragende Fließrichtung nach NW erkennbar.

Die Initialgeschwindigkeit der Migration liegt bei ca. 5 m/d. Nach 6 Tagen hat sich die Migration mit einer Detailgeschwindigkeit von 7,2 m/d weiter nach NW bewegt (Abb. 9a und b). Durch Verdünnung mit nachströmendem Grundwasser erniedrigt sich der Meßeffect. Eine langsame Auflösung des „Einspeisegulphups“ setzt ein, da die Einspeisung momentan und nicht kontinuierlich über einen längeren Zeitraum erfolgte.

Zwei Wochen nach der Einspeisung erkennt man, daß das Salz bereits vom Einspeisepunkt nach außen gegen NW ab-

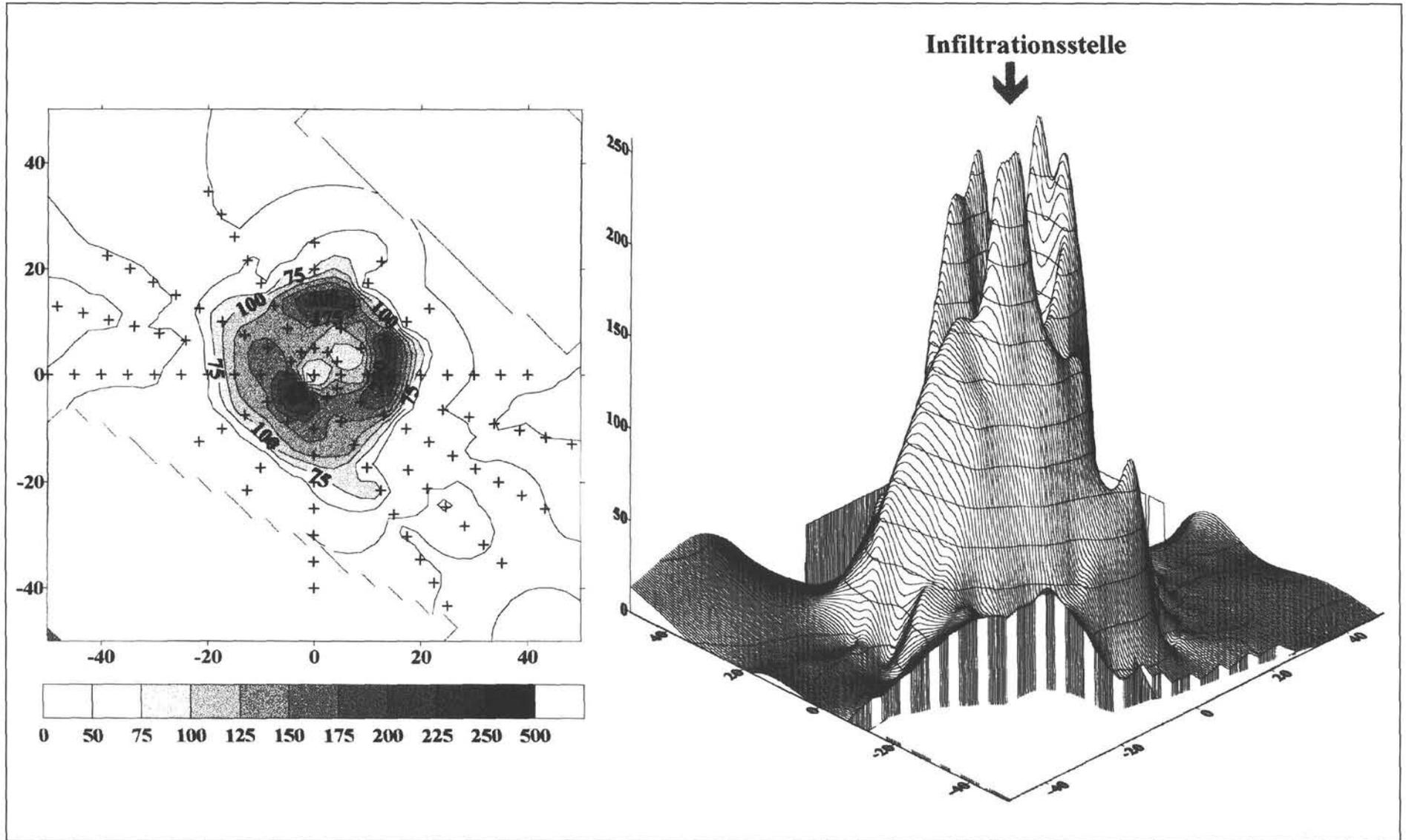


Abb. 7.

Widerstandsdifferenz des Backgrounds (Blindwert vor Einspeisung) minus dem aktuellen Wert nach 2 Tagen.

- a) Der Einspeisegel in der Grundrißdarstellung hat noch eine kreisrunde Grundfläche infolge noch andauernder vertikaler Absickerung.  
 b) Der Einspeisegel in der 3-D-Darstellung hat noch eine symmetrische Form infolge noch andauernder vertikaler Absickerung.

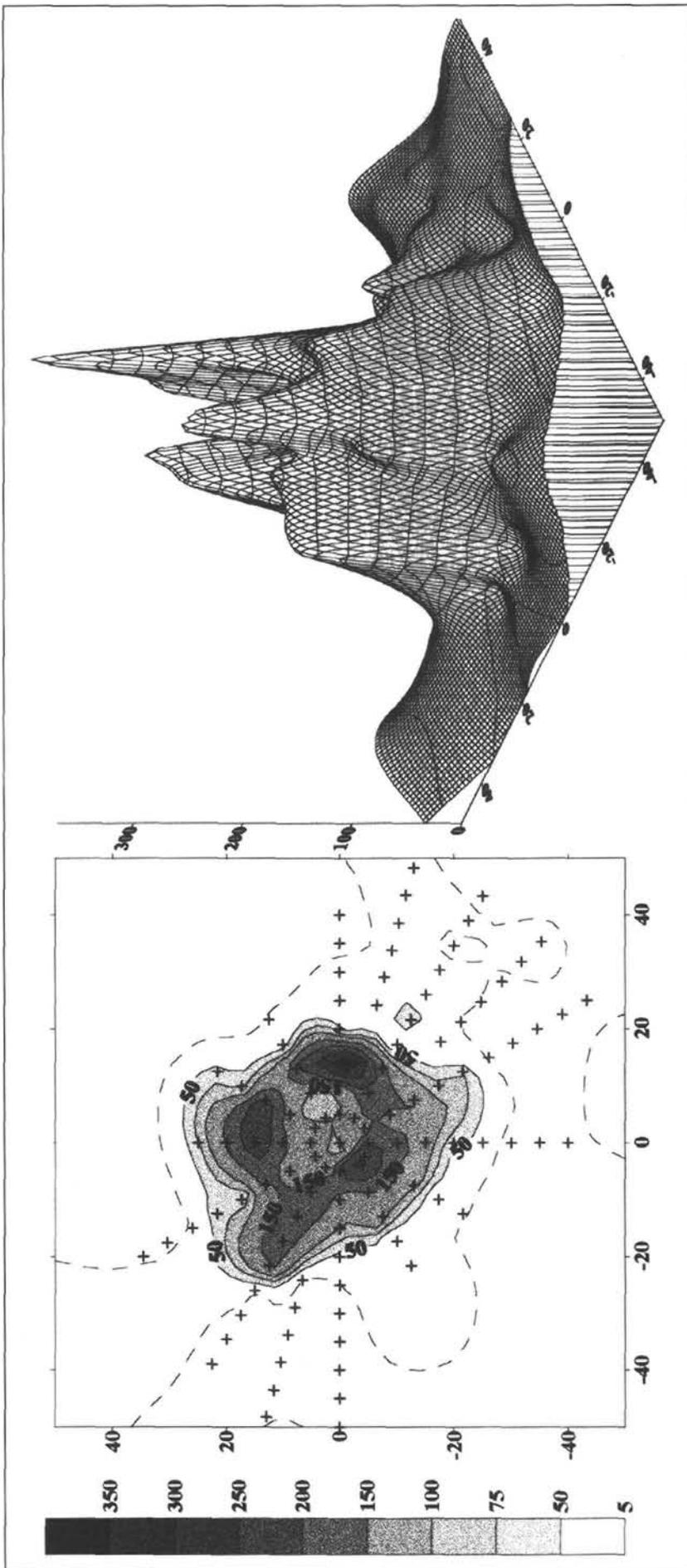


Abb. 8. Widerstandsdifferenz des Backgrounds (Blindwert vor Einspeisung) minus dem aktuellen Wert nach 3 Tagen. Prinzip wie in Abb. 7.  
 a) Es bildet sich nach 3 Tagen bereits eine Elongation nach NW heraus, die die beginnende horizontale Migration der Salzfähne anzeigt.  
 b) Es bildet sich nach 3 Tagen bereits eine Nase heraus, die die beginnende horizontale Migration der Salzfähne anzeigt.

gedriftet ist (Abb. 10). Ein kleiner Salzrest ist noch um den Einspeisepunkt verblieben. Durch diesen Effekt der natürlichen Verdünnung ist eine Umweltbeeinflussung zeitlich begrenzt. Der Richtwert für Chlorid wurde danach wieder unterschritten.

Aus diesen Meßergebnissen ist ersichtlich, daß der Großteil der Salzlösung gegen Nordwesten, dem Relief des Stauers entlang, einer später verifizierten Tiefenrinne (Abb. 11) folgend, in Richtung zum Fluß Mur migrierte. Die in Hauptfließrichtung des Salzes bestimmte Abstandsgeschwindigkeit betrug ungefähr  $6,6 \pm 1,4$  m/d. Für einen in seinen physikalischen Eigenschaften dem Salz ähnlichen Schadstoff kann demnach prognostiziert werden, daß, falls es im Gebiet zwischen Kläranlage und Versorgungsbrunnen in angemessener Entfernung vom Brunnen (außerhalb der Reichweite des Absenkungstrichters) zu einer Versickerung kommt, nur geringe Gefährdung für die Trinkwasserversorgung besteht.

Zieht man zur Fließrichtungsbestimmung die Konfiguration der Grundwasseroberfläche heran, was bei Schadstoffeinträgen, die wasserlöslich sind oder auf der Oberfläche abtriften (z.B. spezifisch leichte Kohlenwasserstoffe wie Öl oder Benzin), relevant ist, dann ist der nach Norden elongierte Entnahmetrichter für das Schutz- und Schongebiet primär maßgebend.

Berücksichtigt man jedoch zusätzlich das Migrationsverhalten von persistenten Stoffen, organisch chemischen Lösungsmitteln oder hochkonzentrierten Salzlösungen (z.B. CKW, Pestizide, Gülle, massive Überdüngung, ungeklärte Abwässer usw.), dann ist nach DOWNING & WILKINSON (1991) die Einfallsrichtung der Stauer Oberfläche bestimmend. Für diese Art von Schadstoffeinträgen wurde im Sinne eines Leckageszenarios im Bereich der Kläranlage eine Simulation unter Anwendung der in diesem Gebiet entwickelten, geophysikalisch kontrollierten Tracermethode durchgeführt. Aus

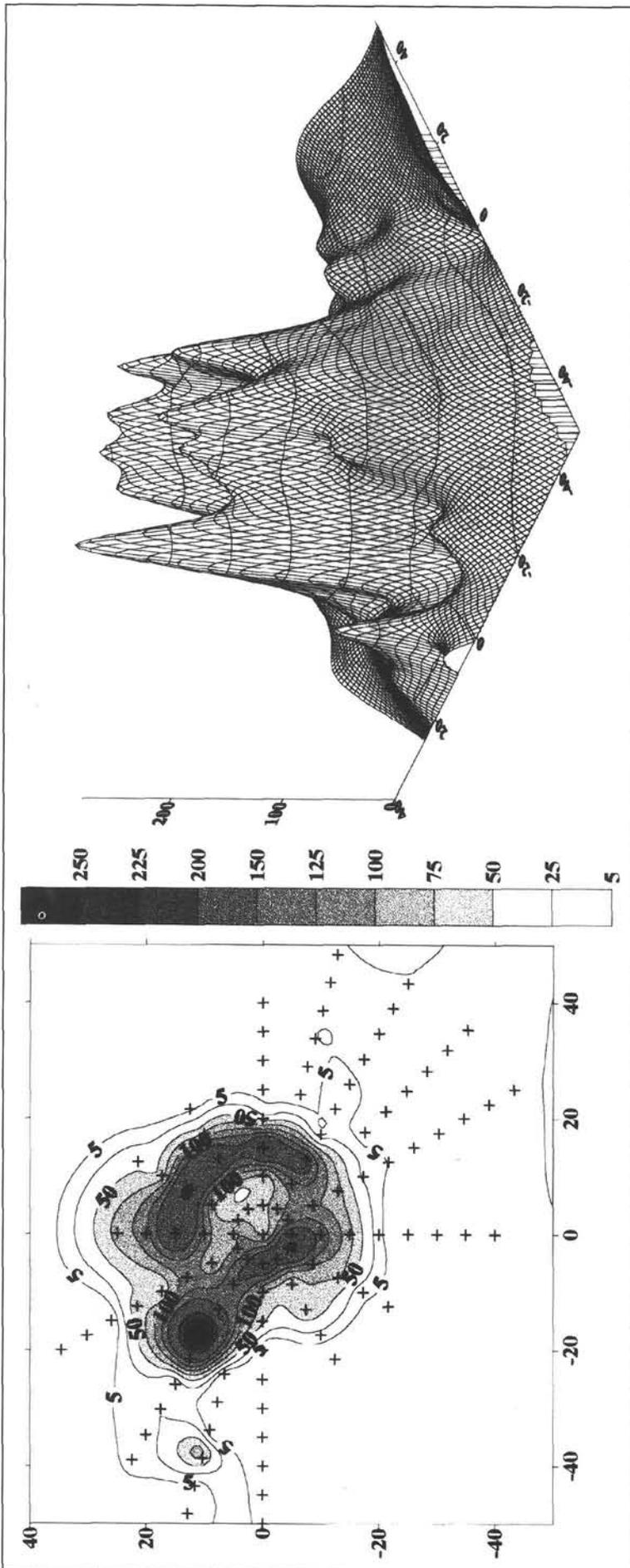


Abb. 9.

Widerstandsdifferenz des Backgrounds (Blindwert vor Einspeisung) minus dem aktuellen Wert nach 6 Tagen.

Prinzip wie in Abb. 7.

a) Es bildet sich nach 6 Tagen deutlich eine Abströmungsrichtung nach NW aus, die bereits die Grundrißdarstellung verläßt.

b) Es bildet sich nach 6 Tagen deutlich eine Abströmungsrichtung nach NW aus. Der durch den Impuls erzeugte Meßeffect wird durch Verdünnung verringert („das Gebirge wird niedriger“).

der sich nach NW ausbreitenden Schadstoffahne kann keine unmittelbare Gefahr für den Brunnen abgeleitet werden. Dies gilt natürlich nicht für die vorerst genannten löslichen Verunreinigungen, spezifisch leichteren Schadstoffe und bakteriologischen Belastungen.

## 7. Kritik und Folgerungen

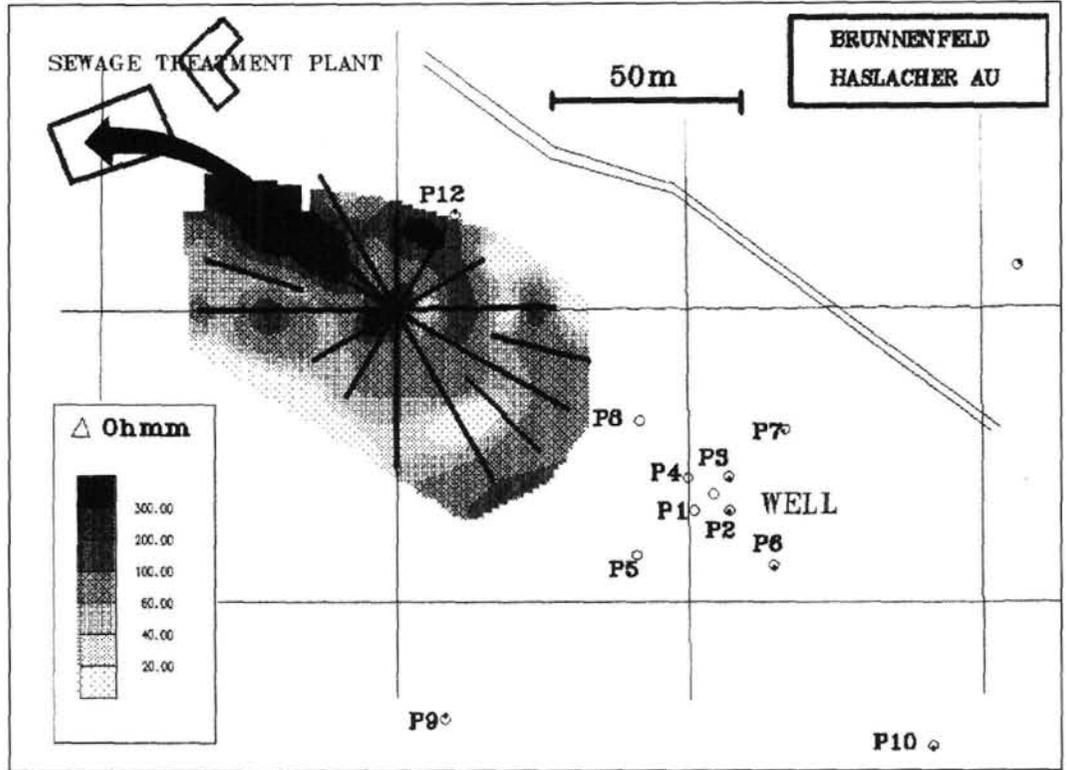
Unterzieht man die durchgeführten Feldversuche einer kritischen Betrachtung, so muß festgestellt werden, daß mit der Methode des geoelektrischen Nachweises einer Salzmigration zur Bestimmung der Auswirkungen einer Schadstoffinfiltration eine einfache und bei bestimmten Fragestellungen zielführende Methode entwickelt werden konnte. Inwieweit eine Koizidenz mit spezifisch schwereren, organisch chemischen Lösungsmitteln hergestellt werden kann, ist durch noch durchzuführende Labor-Säulenversuche zu klären. Weitere Erfahrungen werden durch Einsatz dieser Methode bei Altlasterkundungen und davon ausgehenden Schadstoffahnen erwartet.

Es konnten mit dieser Methode sowohl die Fließrichtung wie auch die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Salzwolke ermittelt werden. Im Gegensatz zu anderen Tracermethoden bildet die Bestimmung des wahren Fließweges von Schadstoffen die Grundlage für weitere Berechnungen. Es werden deshalb nicht Abstandsgeschwindigkeiten, sondern wirkliche Fließgeschwindigkeiten und deren Dynamik (abschnittsweise Detailgeschwindigkeiten) bestimmt. Weiters lassen sich aus der damit verbundenen Widerstandskartierung Angaben über Porosität und hydraulische Leitfähigkeit des Aquifers errechnen.

Prinzipiell ist es möglich, die Messung soweit zu automatisieren, daß nur noch bei Auf- und Abbau die Anwesenheit des gesamten Meßtrupps notwendig ist. Es sind bereits Geräte auf dem Markt, die ein vollautomatisches Durchmesser eines Elektrodenrasters computergesteuert ermöglichen. Setzt sich diese geophysikalisch unterstützte Tracermethode in der Praxis durch, so würde der Einsatz solcher Geräte die Kosten erheblich senken.

Der Anwendungsbereich erstreckt sich vor allem auf seicht bis mitteltief gelegene Grundwasserleiter, die von Sand-Kies-Schichten überlagert

Abb. 10. Differenzendarstellung durch Rasterabstufungen der Widerstandsänderung 2 Wochen nach der Salzeinspeisung (Widerstandswerte vor minus Widerstandswerte nach der Einspeisung). Der Tracer hat sich bereits bis zur Kläranlage verlagert. Die Bezeichnungen P1 bis P12 beziehen sich auf die für den Pumpversuch geschlagenen Peilrohre, die zu hydrochemischen Probenahmen herangezogen werden konnten.



sind. Ab einer Tiefe des Grundwasserleiters von 15 m ist damit zu rechnen, daß die Widerstandsänderung, verursacht durch vertretbare Mengen an infiltriertem Salz (50–150 kg NaCl), nicht mehr deutlich über den natürlichen Backgroundschwankungen liegt. Für größere Tiefen sind wohl Hinweise auf die Fließrichtung ableitbar, eine Bestimmung der Fließgeschwindigkeit ist aber nicht mehr möglich.

Besondere Vorsicht vor allem bei der Einspeisung ist bei erhöhtem Tongehalt im Aquifer sowie in den Deckschichten geboten. Eine Veränderung der hydrochemischen Wasserparameter kann eine Veränderung der Tonstruktur und damit verbunden eine Herabsetzung der hydraulischen Leitfähigkeit bewirken. Dieser Effekt kann die Einbringung der Salzlösung und deren Ausbreitung behindern oder sogar verhindern, sodaß ein Tracerexperiment für wasserwirtschaftliche Fragestellungen nicht ausgewertet werden kann. Im Fall eines Schadstoffeintrages in das Grundwasser könnte eventuell dieser Effekt jedoch nützlich sein, den Aquifer abzudichten und eine weitere Migration der Verunreinigung zu verhindern.

Diese Methode stellt auch ein effektives Mittel zur Ermittlung von Verursachern von Schadstoffeinträgen in das Grundwasser dar. Durch die Bestimmung des wahren Fließweges in der Nähe einer vermuteten Schadstoffquelle kann der erwartete Verbreitungsweg der Immission simuliert werden und so der Verdacht, daß diese Quelle als Verursacher einer Verunreinigung für einen nahen Brunnen in Frage kommt, bekräftigt oder verworfen werden (HOFMANN & KOLLMANN, 1993; KOLLMANN & SEIBERL., 1993).

Abschließend sei noch auf die enorme Kosteneinsparung gegenüber herkömmlichen Tracermethoden durch die Einsparung von Testkreisbohrungen hingewiesen, die durch

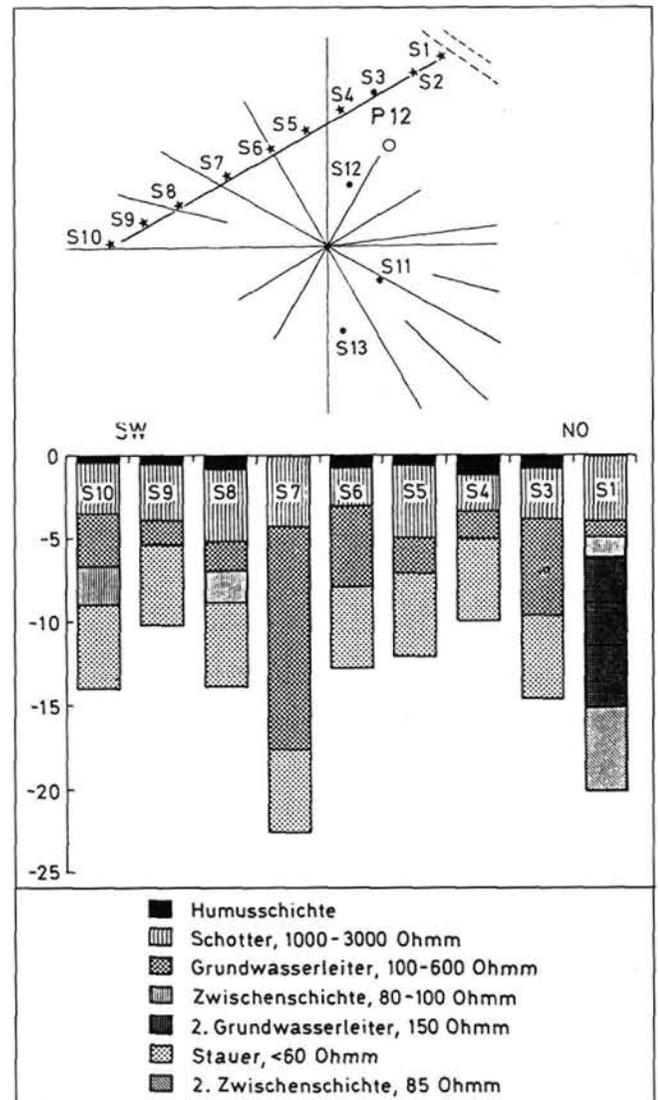


Abb. 11. Geoelektrischer Profilschnitt von SW-NE. Im Bereich der SCHLUMBERGER-Sondierung S7 ist durch die außerordentlich tiefe Lage der Staueroberkante in 17 m unterhalb der Geländeoberfläche eine zusedimentierte Tiefenrinne erkennbar.

eine Automatisierung der Meßserien weiter erhöht werden kann. Die Forderung nach Umweltverträglichkeit wird durch einen ungiftigen Kochsalztracer, der weder radioaktiv oder kanzerogene Folgewirkungen befürchten läßt, und unterhalb des durchwurzelt Bodens eingesetzt werden kann, sowie in der gesättigten Zone rasch verdünnt wird, erfüllt.

## Literatur

- CARVALHO, A., 1992: Investigation of Solute Transport in the Porous Aquifer of the Test Site Wilerwald. – Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, **43**, 229–250, Graz.
- DOWNING, R.A. & WILKINSON, W.B., 1991: Applied Groundwater Hydrology. – 340 p., New York (Oxford Science Publ.).
- GOLDENBERG, L.C., 1991: Permeability Decrease in Coastal Aquifers due to Water-Rock Interactions. – Hydrogeology of Salt Water Intrusion, Vol. 11, 99 p.
- HEIDINGER, R., 1990: Pumpversuch Haslacher Au 1990, Auswertung. – Unpubl. Techn. Ber., 6 S., Leibnitz.
- HELING, D., 1988: Versuche zur Messung des  $k_f$ -Wertes toniger Böden mit Hilfe der elektrischen Leitfähigkeit, Tone in der Umwelttechnik. – Schr. Angew. Geol., 4, 63–79, Karlsruhe.
- HOFMANN T. & KOLLMANN W., 1993: Kontaminiertes Grundwasser – Kochsalz prüft „unter Tag“. – Die Presse, Nr. 13.692, Report: Umweltschutz Umwelttechnik, S. III, Wien 19. 10. 1993.
- JACKSON, P., 1978: Resistivity-porosity-particle shape relationships for marine sands. – Geophysics, **43**, no. 6, 1250–1268.
- JACOB, H., LÖFFELHARDT, P., 1991: Vergleich von H, Cl, Br und Li als Tracer für die Wasserbewegung und den Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone. – Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, **42**, 151–164, Graz.
- KOLLMANN W., 1986: Die Bestimmung des durchflußwirksamen Porenvolumens von Sedimenten und seine Bedeutung für den Grundwasserschutz. – Mitt. Österr. Geol. Ges., **79** (1986), 63–76, Wien.
- KOLLMANN W., 1990: Zwischenbericht zum ÖAW-Projekt HÖ „Ü 34/90“ Geoelektrischer Nachweis eingebrachter Salztracer. – Unpubl. Zwischenber., Sept. 1990, 4 S., Geol. B.-A., FA Hydrogeol., Wien 1990. – In: NACHTNEBEL, H.P.: Schutz des Grundwassers in Tal- und Beckenlagen. – Kurzer Zwischenber., (1), Bundesmin. f. Wiss. u. Forschung, Wien.
- KOLLMANN W., MEYER, J.W., SUPPER, R., SEIBERL W., 1992a: Nachweis des tatsächlichen unterirdischen Fließweges und der Fließzeit durch geoelektrische Kartierung von eingebrachtem Salztracer. – Unpubl. Jahresendber. f. d. Zeitraum Apr. 1991 bis Feb. 1992 z. Proj. Ü 34, 67 S., Geol. B.-A., FA Hydrogeol., Wien.
- KOLLMANN W.F.H., MEYER, J.W., SUPPER, R., 1992b: The Application of Geoelectric Surveys in determining the Direction and Velocity of Groundwater Flow, using introduced Salt Tracer. – Newsletter Nr. 42, Suppl. II to Vol. 10 Part II, C 315, Europ. Geophysical Soc. (EGS), Scient. Progr., Edinburgh (Springer Internat.) March.
- KOLLMANN W., MEYER, J.W., SUPPER, R., 1992c: Geoelectric Surveys in Determining the Direction and Velocity of Groundwater Flow, Using Introduced Salt Tracers. – In: HÖTZL & WERNER (eds.) Tracer Hydrology, 109–114, Rotterdam (Balkema).
- KOLLMANN W. & SEIBERL W., 1993: Nachweis des tatsächlichen unterirdischen Fließweges und der Fließzeit durch geoelektrische Kartierung von eingebrachtem Salztracer. – Unpubl. Zwischenber. f. d. Zeitraum März 1992 bis Mai 1993 z. Proj. Ü 34, 23 S., Geol. B.-A., FA Hydrogeol., Wien.
- KOLLMANN W.F.H., MEYER, J.W., SUPPER R., 1994: Simulation of pollutant emission by using geoelectric surveys of an artificially introduced salt tracer. – In: OLIVEIRA R. et al. (eds.): Proceedings 7<sup>th</sup> Internat. IAEG Congr., Vol. 4, 2435–2440, Rotterdam (Balkema).
- YONG, R.N. et al., 1992: Principles of contaminant transport in soils. 327 p., Amsterdam (Elsevier).
- ZÖTL, J., 1968: Das Grundwasser im Leibnitzer Feld (Steiermark). – Steir. Beitr. z. Hydrogeol., **1968**, 99–151, Graz.

Manuskript eingegangen am: 22. 7. 1993 ●

Revidierte Version eingegangen am: 2. 3. 1995 ●

Manuskript akzeptiert am: 3. 5. 1995 ●