



Österreichischer Ingenieur- und Architekten-Verein

Österreichisches Nationalkomitee (im ÖIAV) der International Society
for Soil Mechanics and Geotechnical Engineering (ASSMGE)

9. Österreichische Geotechniktagung

mit „Vienna - Terzaghi Lecture“

TAGUNGSBEITRÄGE

24. und 25. Jänner 2013

ÖIAV
GEGRÜNDET 1848

ISBN-NR. 978-3-902450-02-9

HERAUSGEBER

Österreichischer Ingenieur- und Architekten-Verein
A-1010 Wien, Eschenbachgasse 9
Tel.: +43-1-5873536, Fax: +43-1-5873536-5
Email: office@oiav.at URL: <http://www.oiav.at>

DRUCK

Novographic Druck GmbH
Dr. Wolfgang Walluch
Walter-Jurmann-Gasse 9, A-1230 Wien
Tel.: 01/888 26 73, Fax: 01/888 26 33
Email: novographic@utanet.at, URL: <http://www.novographic.at>

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung, Verbreitung, sowie der Übersetzung vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form (durch Fotografie, Mikrofilm oder ein anderes Verfahren) ohne schriftliche Genehmigung des Medieninhabers reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme gespeichert, verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden. © 2012/13 Österreichischer Ingenieur- und Architekten-Verein, Medieninhaber und Herausgeber: Österreichischer Ingenieur- und Architekten-Verein, alle: 1010 Wien, Eschenbachgasse 9

VORWORT ZUR 9. ÖSTERREICHISCHEN GEOTECHNIKTAGUNG

Der vorliegende Konferenzband zur 9. Österreichischen Geotechniktagung (9. ÖGT) enthält die „Vienna Terzaghi Lecture“ und 29 weitere Beiträge von Fachleuten aus dem In- und Ausland zum Tagungsthema „Wasser im Boden“. Die schriftlichen Beiträge wurden nach einem internationalen Auswahlverfahren selektiert, womit eine hohe Qualität der Artikel gewährleistet werden sollte. Den externen Reviewern sei ein besonderer Dank für ihre Tätigkeit ausgesprochen. Für das Vortragsprogramm wurden alle 29 schriftlichen Beiträge zur mündlichen Präsentation für das Fachpublikum im Auditorium ausgewählt.

Die 9. Österreichische Geotechniktagung ist wiederum mit der Fachausstellung der VÖBU (Vereinigung Österreichischer Bohr-, Brunnenbau- und Spezialtiefbauunternehmungen) gekoppelt, da sich diese Kooperation ausgezeichnet bewährt hat; darüber hinaus können auf diese Weise wertvolle Synergien zwischen Theorie und Praxis sowie zwischen Forschung und Anwendung erzielt werden.

In diesem Jahr widmet sich die ÖGT dem Bauen im und mit dem Wasser im Boden. Einerseits stellen Bauwerke im Grundwasser eine besondere Herausforderung für Planung und Ausführung dar, andererseits kann und soll Wasser mehr und mehr für innovative Energiesysteme der Zukunft genutzt werden. Im Rahmen der „Vienna Terzaghi Lecture“ wird Univ.-Prof. Dr.-Ing. Rolf Katzenbach von der TU Darmstadt – passend zum Tagungsthema – über die mechanische und thermische Wirkung des Wassers im Boden referieren und wird im Besonderen auf die Bodenmechanik, die Geothermie und die Fluidmechanik Bezug nehmen.

Im Anschluss an die Verleihung des Österreichischen Grundbaupreises präsentieren die ausgezeichneten Nachwuchs-Ingenieure ihre Arbeiten und bekommen so die Möglichkeit, sich einem breiten Fachpublikum vorzustellen.

Wir laden Sie ein, an der Veranstaltung aktiv durch Diskussionsbeiträge mitzuwirken; in den Pausen soll im Umfeld der Fachausstellung ein reger Gedankenaustausch unter Fachkollegen stattfinden.

Die 10. Österreichische Geotechniktagung ist für Anfang 2015 geplant. Sie wird wiederum in Kooperation mit der VÖBU stattfinden und mit einer umfassenden Fachausstellung gekoppelt sein. Die Veranstalter hoffen weiterhin auf rege Beteiligung und laden das interessierte Fachpublikum aus dem In- und Ausland schon jetzt herzlich zur Teilnahme ein.



Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dietmar Adam
Geschäftsführer des Österreichischen Nationalkomitees der ISSMGE

Sanierung einer Altlast – Schadstoffmobilisierung und -entfrachtung mittels thermo-hydraulischer Verfahren

Dipl.-Ing. Dr.techn. Roman MARKIEWICZ, Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dietmar ADAM
Geotechnik Adam ZT GmbH, Brunn am Gebirge

Dipl.-Ing. Andreas SCHÖNBERG, Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.mont. Harald RAUPENSTRAUCH
Montanuniversität Leoben, Leoben

Dipl.-Ing. Dr.techn. Michael ZORZI, Dipl.-Wirtsch.Ing.(FH) Michael HASLEHNER
Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H. (BALSA), Wien

KURZFASSUNG

Einleitend werden unterschiedliche Verfahren zur in-situ Sanierung von Altlasten beschrieben. Darauf aufbauend erfolgt eine kurze Verfahrensbeschreibung der so genannten „Spülung“, bei der durch Zugabe von erwärmtem Wasser Schadstoffe im Boden mobilisiert und über Entnahmebrunnen abgepumpt werden. Um Prognosen über die damit mögliche Schadstoffentfrachtung durchführen zu können, wurde ein Berechnungsmodell entwickelt, das im Rahmen des gegenständlichen Beitrages näher vorgestellt wird. Ein numerisches Modell zur Bestimmung der Temperatur- und Strömungsverhältnisse im Untergrund bildet dabei die Grundlage. Darauf aufbauend wird die Schadstoffmobilisierung und –entfrachtung mittels eines analytischen Berechnungsmodells beschrieben, wofür gewisse Vereinfachungen aufgrund der Komplexität der chemisch-physikalischen Vorgänge erforderlich sind. Der Aufbau und die Anwendung des Berechnungsmodells werden anhand eines konkreten Versuchsprojektes beschrieben. Abschließend werden die Ergebnisse der Modellrechnung den Messdaten aus dem Versuchsprojekt gegenübergestellt und diskutiert.

1. EINLEITUNG

In der Altlastsanierung werden die unterschiedlichen Verfahren zur in-situ Sanierung in Abhängigkeit von der Verfahrenstechnologie in folgende Bereiche klassifiziert, wobei auch Kombinationen möglich sind:

- Biologische Verfahren
- Chemische Verfahren
- Physikalische Verfahren
- Permeable Wände
- In-situ-Immobilisierungen

Die biologischen Verfahren bewirken einen biologischen Abbau der Schadstoffe. Mittels der physikalischen Verfahren wird die Mobilität der Schadstoffe erhöht, wohingegen bei den chemischen Verfahren die Schadstoffe chemisch zerstört werden. Permeable Wände werden meist senkrecht zur Grundwasserströmungsrichtung im Grundwasserabstrom von kontaminierten Standorten errichtet und wirken als Sicherungsmaßnahme, welche die Ausbreitung einer Schadstofffahne verhindern soll. Bei der Immobilisierung werden Zuschlagstoffe in den Untergrund eingebracht (z.B. mittels Düsenstrahlverfahren, Deep-Soil

Mixing), sodass ein in der Regel undurchlässiger Bereich hergestellt (physikalische Einkapselung) und damit eine Auswaschung von Schadstoffen verhindert wird. [Lorenz et al. 2008, Dörrie et al. 2010]

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über derzeit existierende Verfahren, deren Entwicklungsstand sowie die Anwendung in Österreich.

Tab. 1: Verfahren zur in-situ Schadstoffsanierung. [Dörrie et al. 2010]

	IN ENTWICKLUNG	FORTGESCHRITTENE ENTWICKLUNG	STAND DER TECHNIK	STATUS ÖSTERREICH ¹⁾
Biologische Verfahren				
<i>Mikrobiologische Verfahren</i>				
<i>Aerobe Verfahren</i>				
Bioventing				+
Biosparging				+
Aerobe Verf. + Sauerstoffträger ²⁾				0
Aerobe Verf. + Methan				-
<i>Anaerobe Verfahren</i>				
Anaerobe Verf. + Substrat ²⁾				-
Anaerobe Verf. + Nitrat ²⁾				0
<i>In-situ-Aerobisierung von Deponie</i>				0
<i>Phytoremediation</i>				-
Chemische Verfahren				
<i>In-situ-chemische-Oxidation (ISCO)²⁾</i>				
Permanganat				-
Wasserstoffperoxid				+
Ozon				0
Persulfat				0
<i>In-situ-chemische-Reduktion (ISCR)²⁾</i>				-
Physikalische Verfahren				
<i>Thermische In-situ-Verfahren</i>				
Dampf-Luft-Injektion				0 bis +
Feste Wärmequellen				0
Radiofrequenzbodenerwärmung				-
Elektrische Widerst. Erwärmung				-
<i>Elektrokinetische Separation</i>				
<i>Hydraulische und pneumatische Verfahren</i>				
Air Sparging				0
Spülungen ^{1) 2)}				0
Grundwasserzirkulationsbrunnen				0
Permeable Wände				
Adsorptive Wände				0 bis +
Reaktive Wände				- bis 0
In-situ-Immobilisierungen				
In-situ-Immobilisierung				0

1) Insbesondere bei der Einbringung von grundwasserbelastenden bzw. -gefährdenden Stoffen sind für Österreich besondere rechtliche Aspekte zu beachten
2) Die Einstufung in den Stand der Entwicklung ist maßgeblich vom eingebrachten Medium (Wasser, Warmwasser, Alkohol, Tenside, ...) abhängig
3) Die Einstufung des Status in Österreich erfolgte auf Basis einer im Rahmen des ÖVA-Quickscans "In-situ-Sanierungstechnologien" erhobenen Umfrage

Bei Sanierung einer Boden- bzw. Grundwasserverunreinigung wird zwischen Quellen- und Fahnenanierungen unterschieden. Während biologische Verfahren sowie Air-Sparging überwiegend zur Sanierung der Schadstofffahne eingesetzt werden, dienen einige physikalische und insbesondere chemische Verfahren zur Sanierung der Quelle. Derartige Quellensanierungen erfolgen dabei üblicherweise in kürzeren Zeiträumen als Fahnenanierungen. Die Auswahl einer geeigneten Sanierungsmethode orientiert sich u.a. insbesondere auch an den vorhandenen Schadstoffen. [Lorenz et al. 2008]

2. THERMISCH-HYDRAULISCHE IN-SITU-MASSNAHME

2.1. Verfahrensbeschreibung

Bei dem im Rahmen des vorliegenden Beitrages vorgestellten Verfahren handelt es sich gemäß Einteilung nach Tab. 1 um eine Spülung im gesättigten Bereich; dieses Verfahren wird im Folgenden näher beschrieben:

Bei einer Spülung werden Schadstoffe in der wassergesättigten Zone (im Sonderfall auch in der ungesättigten Zone oder auf dem Grundwasser aufschwimmende Schadstoffphasen) mobilisiert. Spülungen werden immer in Verbindung mit dem Betrieb entsprechender Sanierungs- und Sicherungsbrunnen sowie mit einer Behandlung des abgepumpten verunreinigten Wassers betrieben. Als Spülmittel können entweder reines Wasser oder Lösungsvermittler, wie Tenside oder Alkohole (bewirken eine Erhöhung der Löslichkeit organischer Schadstoffe und eine Mobilisierung von freien Schadstoffphasen) verwendet werden. Das jeweilige Spülmittel wird in der Regel über Drainageleitungen, Spüllanzen oder Infiltrationsbrunnen in der wassergesättigten Zone knapp oberstromig bzw. im Bereich der Kontamination eingeleitet. Die gelösten Schadstoffe sowie gegebenenfalls beigegebenen lösungsvermittelnden Substanzen müssen durch den Betrieb von Brunnen erfasst werden. Nach entsprechender Behandlung wird das gereinigte Wasser im Allgemeinen wieder zur Spülung verwendet. [Dörrie et al. 2010]

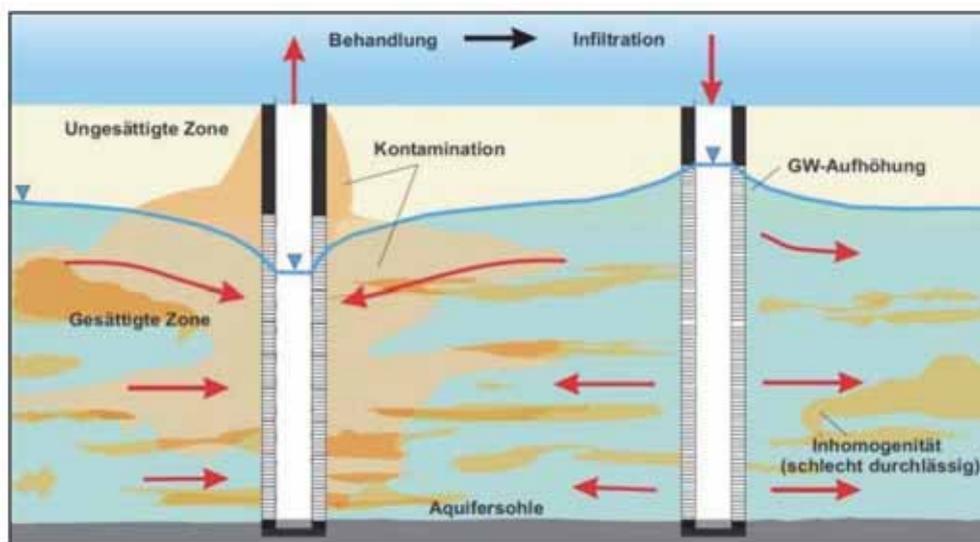


Abb. 1: Schematisches Funktionsprinzip einer Spülung (Hydraulisches Verfahren gemäß Tab. 1) zur in-situ Sanierung. [Dörrie et al. 2010]

2.2. Versuchsprojekt

Bei Anwendung einer Spülung mit reinem Wasser zur in-situ Sanierung kann die Schadstoffmobilisierung durch die Verwendung von Warmwasser weiter gesteigert werden. Dies wurde im Rahmen eines Versuchsprojektes getestet, das einerseits aus der Reinigung eines ausgewählten kontaminierten Versuchsfeldes bestand und andererseits aus der Entwicklung geeigneter Berechnungsmodelle, um die zu erwartende Temperaturentbreitung im Bereich der in-situ Maßnahme sowie die Schadstoffentfrachtung ermitteln zu können.

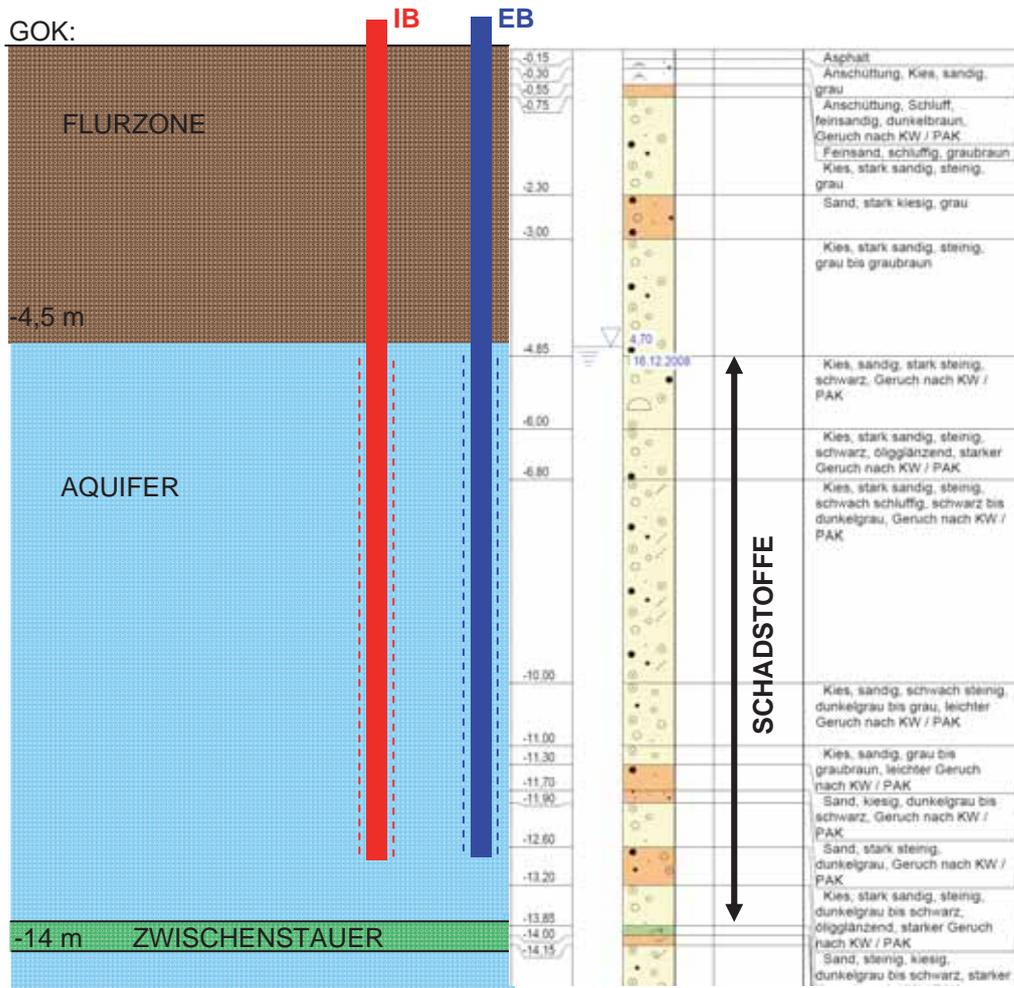


Abb. 2: Untergrundaufbau im Bereich des Versuchsfeldes und Höhenlage der Infiltrationsbrunnen (IB) sowie Entnahmebrunnen (EB).



Abb. 3: Links: Kernkiste mit verunreinigtem sandigen Kies aus dem Versuchsfeld (vgl. Abb. 2) vor Durchführung der thermisch-hydraulischen Sanierung. Rechts: Entnahme eines Phase-Wasser-Gemisches aus einem Entnahmebrunnen im Zuge der Versuchsdurchführung.

Der Untergrund ist beim ausgewählten Versuchsfeld aus einer rund 4,5 m mächtigen Flurzone aufgebaut, bestehend aus Anschüttungen, Schluffen, Kiesen und Sanden. Darunter folgen sandige Kiese, die den Aquifer bilden, wobei in einer Tiefe von rund 14 m ein Zwischenstauer vorhanden ist.

Schadstoffe wurden vorwiegend im Bereich der gesättigten Zone bis zum erwähnten Zwischenstauer angetroffen. Hinsichtlich der Schadstoffe handelte es sich primär um Kohlenwasserstoffe (Teeröle), die durch eine thermisch-hydraulische Sanierungsmaßnahme mobilisiert und entfrachtet werden sollten. Dazu wurden insgesamt 7 Infiltrationsbrunnen und 3 Entnahmebrunnen hergestellt (Abb. 2).

3. MODELLIERUNG DER THERMISCH-HYDRAULISCHEN IN-SITU-MASSNAHME

3.1. Entwicklung und Aufbau des Berechnungsmodells

Der Grundgedanke einer thermisch-hydraulischen Sanierung (Spülung gemäß Tab. 1) ist es, die Schadstoffe aus der Bodenmatrix zu lösen und mittels des abgepumpten Wassers zu entfernen. Dieser Reinigungsprozess und die damit verbundene Ausbreitung von Schadstofffrachten im Untergrund sind allerdings sehr komplex und können nur durch vereinfachte Modellannahmen beschrieben werden. Mittels eines geeigneten Rechenmodells können allerdings aussagekräftige Prognosen über die Ausbreitung von Schadstofffrachten durchgeführt werden. Ziel dabei ist es, die tatsächlich ablaufenden Prozesse durch vereinfachte geometrische, physikalische und chemische Modellannahmen zu beschreiben, sodass analytische Berechnungsmethoden angewandt werden können. Diese haben den Vorteil exakter mathematischer Lösungen, wodurch in einfacher Weise und ohne großen Rechenaufwand Ergebnisse erzielbar sind. Eine umfangreiche Variation diverser Parameter (chemische und physikalische Stoff-/Bodenkennwerte) zur Analyse des jeweiligen Einflusses (Sensitivitätsanalyse) auf den Gesamtmechanismus ist dadurch effizient durchführbar. Voraussetzung für die Anwendung analytischer Berechnungsmethoden ist allerdings, dass einfache geometrische Randbedingungen und homogene Verhältnisse vorliegen.

Da der Schadstoffaustrag von der Temperatur abhängig ist, sind im Modell auch die entsprechenden Temperaturabhängigkeiten der einzelnen Prozesse zu berücksichtigen. Zudem stellt die Kenntnis des Temperatureinflusses auf die erforderliche Sanierungszeit einen wesentlichen Beitrag zur (technisch-wirtschaftlichen) Optimierung der in-situ-Maßnahme dar, da einerseits die optimale Wassertemperatur zur Sanierung ermittelt werden kann (langer Betrieb mit geringer Temperatur oder kurzer Betrieb mit hoher Temperatur) und andererseits Energieeintrag und Schadstoffaustrag aufeinander abgestimmt werden können (Kosten-Nutzen-Betrachtung).

Um die Schadstoffmobilisierung und –entfrachtung vereinfacht beschreiben zu können, wird ein Äquivalenz-Modell vorgestellt. Dieses Äquivalenz-Modell setzt sich aus folgenden drei Teilmodellen zusammen:

- einem vereinfachten Strömungsmodell zur Beschreibung der Strömungsverhältnisse, das wiederum auf einer numerischen Simulation der Temperatur- und Strömungsverhältnisse aufbaut,
- einem Kontaminations-Modell um die Verteilung der Schadstoffe zu erfassen und
- einem Transport-Modell, welches die Mobilisierung der Schadstoffe in Abhängigkeit von den Betriebsparametern (Wasserdurchsatz, Temperatur etc.) beschreibt (siehe Abb. 4).

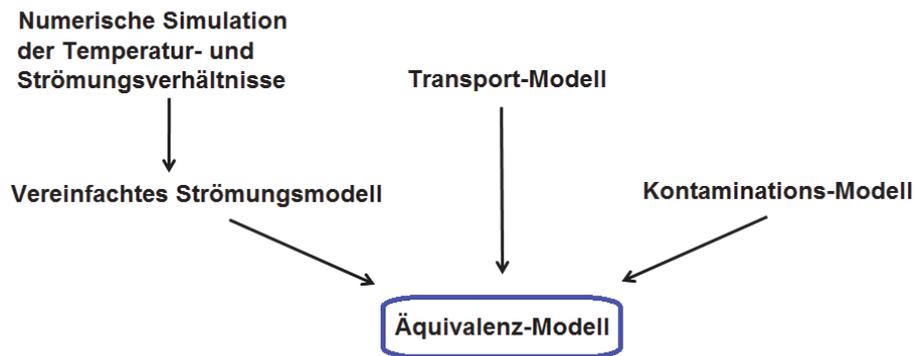


Abb. 4: Aufbau des Äquivalenz-Modells.

Durch die Verwendung dieses äquivalenten Modells kann eine qualitative Aussage darüber getroffen werden, wie sich die geplante Sanierungsmaßnahme (Brunnenanordnung, Betriebsbedingungen etc.) auf den Schadstoffaustrag auswirken wird. Letztlich kann auch der erforderliche Zeitbedarf sowie die entfrachtbare Schadstoffmenge für die in-situ-Maßnahme ermittelt werden.

Grundlage für das beschriebene Äquivalenz-Modell ist jedoch zunächst ein numerisches Simulationsmodell, mit dessen Hilfe die Temperaturverteilung und die Strömungsverhältnisse innerhalb des Versuchsfeldes bestimmt werden. Dieses wird im Folgenden beschrieben.

3.2. Numerisches Modell zur Simulation der Temperatur- und Strömungsverhältnisse im Untergrund

3.2.1. Modellgrundlagen

Zur Bestimmung der Temperatur- und Strömungsverhältnisse im Bereich des in-situ Versuchsfeldes wurde ein dreidimensionales Simulationsmodell mit einer Länge und Breite von jeweils 100 m sowie einer Tiefe von 50 m erstellt. Die Untergrundsichtungung wurde dabei auf Basis von ausgeführten Aufschlussbohrungen modelliert, sodass auch die räumliche Ausdehnung von wasserstauenden Zwischenschichten berücksichtigt werden konnte. Die folgenden hydraulisch relevanten Bodenkenngrößen wurden dem Simulationsmodell zugrunde gelegt (vgl. Untergrundsichtungung in Abb. 2):

- Aquifer:
 - Durchlässigkeit: $k_f = 7,5 \cdot 10^{-4}$ m/s
 - Porenanteil: $n = 0,15$
- Zwischenstauer:
 - Durchlässigkeit: $k_f = 3,0 \cdot 10^{-9}$ m/s
 - Porenanteil: $n = 0,05$
- Aquifer unterhalb Zwischenstauer:
 - Durchlässigkeit: $k_f = 7,5 \cdot 10^{-4}$ m/s (bis 21 m unter GOK)
 - Durchlässigkeit: $k_f = 1,5 \cdot 10^{-3}$ m/s (ab 21 m unter GOK)
 - Porenanteil: $n = 0,15$

Auf Basis der angegebenen Wasser-Durchlässigkeiten und dem natürlichen Grundwasserspiegelgefälle von $i \approx 1,15 \text{ ‰}$ lässt sich die so genannte Filtergeschwindigkeit v_f berechnen, die Basis für die durchgeführten Simulationsberechnungen ist:

$$v_f = k_f \cdot i$$

Bei der Simulation derartiger hydraulischer Vorgänge ist unter anderem zu beachten, dass die Filtergeschwindigkeit v_f nach *Darcy* nur für den mit Wasser vollständig gesättigten Boden Gültigkeit hat. In jenen Bereichen, in denen sowohl gesättigte als auch ungesättigte Bedingungen vorliegen können (Grundwasserschwankungsbereich, Bereich Absenkrichter etc.) ist z.B. die Gleichung nach *Richard's* mit Stoffparametern von z.B. *Van Genuchten* den Simulationsberechnungen zugrunde zu legen. Für gesättigte Zonen kann die in Abb. 5 angegebene einfachere *LaPlace*-Gleichung verwendet werden, die sich aus der Kontinuitätsgleichung und der *Darcy*-Gleichung ableiten lässt.

Aufgrund der im gegenständlichen Fall vorliegenden Gegebenheiten (Versuchsfeld in gesättigter Bodenzone, geringe Pumpraten bei den einzelnen Brunnen, geringe jahreszeitliche Grundwasserschwankungen) wurde im Modell somit die *LaPlace*-Gleichung den wasserführenden Bodenschichten (Aquifer, Zwischenstauer gem. Abb. 2) zugrunde gelegt. Die Flurzone wurde ohne Grundwasserströmung modelliert.

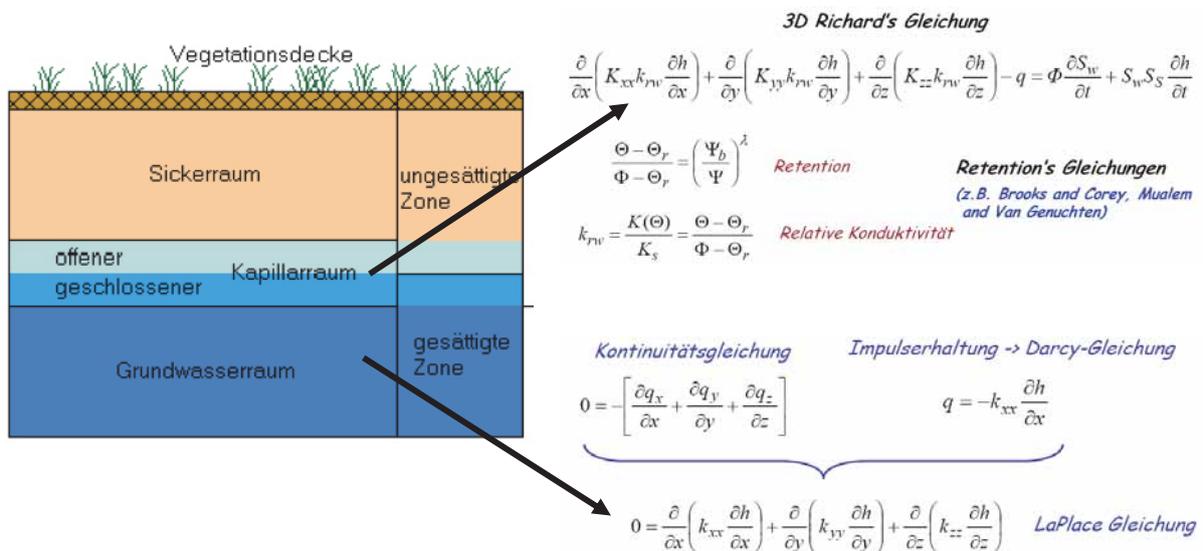


Abb. 5: Berechnungsgleichungen für gesättigte und ungesättigte Zonen.

Zur Simulation der thermischen Verhältnisse wurden im Modell die wichtigsten Wärmetransportvorgänge berücksichtigt, und zwar die Wärmeleitung (Übertragung von Wärme zwischen benachbarten Teilchen innerhalb eines Körpers) für sämtliche Bodenschichten und die Wärmeströmung (Wärmetransport, der durch die Bewegung von Teilchen zustande kommt) innerhalb der wasserführenden Bodenschichten. Eine Dispersion (Ablenkung der Wasserteilchen innerhalb der Bodenmatrix) wurde im gegenständlichen Fall nicht berücksichtigt. Zusätzlich zu diesen Transportvorgängen wurde das jeweilige Wärmespeichervermögen der unterschiedlichen Böden und des Wassers berücksichtigt.

3.2.2. Randbedingungen

Folgende Randbedingungen wurden im Simulationsmodell angesetzt:

- Grundströmung: Die natürliche Grundwasserströmung (in Abb. 6 von links nach rechts) wurde im Modell mit einem Gefälle von $i = 1,15 \text{ ‰}$ angenommen.
- Infiltrationsrate und Entnahmerate: Die Gesamtpumprate wurde aus anlagentechnischen Gründen mit $Q_{\text{ges}} = 3 \text{ l/s}$ gewählt, wobei die Einzelpumpraten und Einzelinfiltrationsraten in Abb. 6 angegeben sind.
- Infiltrationstemperatur: Die Infiltrationstemperatur wurde für die Simulation mit konstant $T_{\text{Inf}} = 60^\circ\text{C}$ gewählt.
- Anfangstemperatur: Die Anfangstemperatur wurde im gesamten Modell mit $T_{\text{Anf}} = 11^\circ\text{C}$ angesetzt.
- Bodentemperatur: Zur Berücksichtigung des geothermischen Energiestroms wurde an der Modellunterseite eine konstante Temperatur von $T_{\text{Boden}} = 11^\circ\text{C}$ angesetzt.
- Außentemperatur: Zur Berücksichtigung der Außentemperaturschwankungen während der Simulationszeit wurde in den Berechnungen ein sinusförmiger Verlauf mit einer Jahresmitteltemperatur von $T_{\text{m,Luft}} = 11^\circ\text{C}$ und einer Temperaturamplitude von $\Delta T_{\text{Luft}} = 11^\circ\text{C}$ angenommen.

3.2.3. Brunnenanordnung

Im Rahmen einer Parameterstudie wurde die in Abb. 6 (links) dargestellte Anordnung der Infiltrations- und Entnahmebrunnen gewählt. Wie ersichtlich ist, besteht das Versuchsfeld aus insgesamt 7 Infiltrationsbrunnen und 3 Entnahmebrunnen. Die Tiefe der Brunnen beträgt rund 13 m, wobei die Filterstrecken mit einer Länge von rund 8 m knapp oberhalb eines Zwischenstauers zu liegen kommen (vgl. Abb. 2).

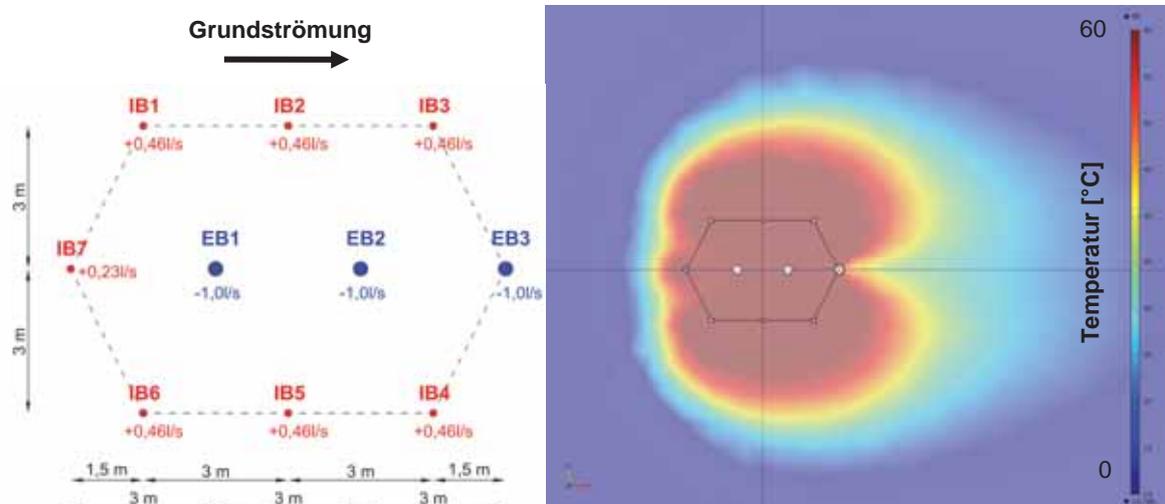


Abb. 6: Links: Anordnung der Infiltrationsbrunnen (IB) und Entnahmebrunnen (EB) sowie Infiltrationsrate und Entnahmerate der Einzelbrunnen. Die natürliche Grundwasserströmung verläuft von links nach rechts. Rechts: Temperaturverhältnisse nach 5 Monaten im Nahbereich des Versuchsfeldes (Horizontalschnitt in einer Tiefe von 10 m).

Die einzelnen Brunnen sind in einem horizontalen Abstand von 3 m angeordnet, wobei sich die Entnahmebrunnen mittig zwischen 2 Infiltrationsreihen befinden. Diese Anordnung hat sich aus folgenden Gesichtspunkten ergeben:

- Der Strömungsweg zwischen Infiltrationsbrunnen und Entnahmebrunnen soll möglichst kurz sein, um die Mobilisierung von Schadstoffen zu begünstigen.

- Die abstromseitige Wärmeausbreitung (Temperaturfahne) soll möglichst kleinräumig sein.
- Der zu säubernde Bodenbereich soll mit möglichst geringem Energieaufwand auf über 50°C gehalten werden.

3.2.4. Simulationsergebnisse

Die Simulationsberechnungen wurden mit der Finite-Elemente Software *Comsol Multiphysics* durchgeführt. Abb. 6 (rechts) zeigt das Simulationsergebnis der gekoppelten thermisch-hydraulischen Berechnung nach einer Simulationsdauer von 5 Monaten in einer Tiefe von 10 m. Daran lässt sich erkennen, dass die zu erreichende Solltemperatur von 50°C im gesamten Versuchsfeld erreicht wird. Die Ausbreitung der Thermalfront mit der Grundströmung wird insbesondere durch den abstromseitig angeordneten Entnahmebrunnen erfolgreich begrenzt.

Zur Analyse der Strömungsverhältnisse sind jeweils 80 masselose Partikel bei den Infiltrationsbrunnen, gleichmäßig über die gesamte Filterfläche verteilt, angesetzt worden, die sich in weiterer Folge mit der Strömung mitbewegen. Anhand der Strömungswege (Abb. 7) ist erkennbar, dass innerhalb des Versuchsfeldes der bevorzugte Strömungsweg direkt vom Infiltrationsbrunnen zum nächstgelegenen Entnahmebrunnen verläuft. Dies ist ein erwünschter Effekt, um eine möglichst hohe Schadstoffmobilisierung zu erwirken.

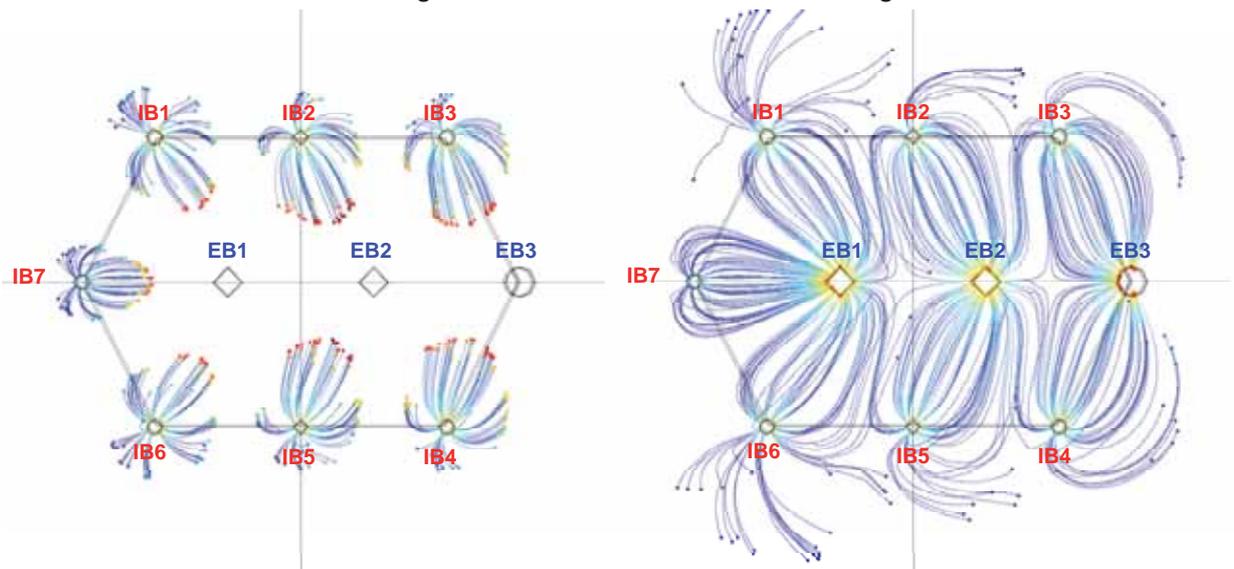


Abb. 7: Versuchsfeld im Grundriss mit Strömungsfäden von jeweils 80 masselosen Partikeln pro Infiltrationsbrunnen (links: nach einem Tag; rechts: nach acht Tagen). Die bevorzugten Strömungswege von den Infiltrationsbrunnen (IB) zu den Entnahmebrunnen (EB) sind anhand der Strömungsfäden eindeutig zu erkennen.

Weiters ist auch erkennbar, dass sich einzelne Stromfäden vom Versuchsfeld weg bewegen. Diese werden von der Grundströmung, die außerhalb des Versuchsfeldes wirkt, erfasst und bewegen sich zunächst mit dieser mit. Der Großteil dieser Stromfäden wird schließlich wieder vom letzten (abstromseitig situiert) Entnahmebrunnen EB3 erfasst, sodass eine weitreichende Temperatur- und Schadstoffmobilisierung unterbunden wird.

Aufbauend auf diesen Berechnungen wurde schließlich für jeden einzelnen Stromfaden eine Auswertung hinsichtlich dessen räumlichen Weges und dessen Geschwindigkeit durchgeführt. Diese Daten bildeten schließlich die Grundlage für das Äquivalenz-Modell.

3.3. Vereinfachtes Strömungsmodell und Kontaminationsmodell

Beim erwähnten Äquivalenz-Modell handelt es sich um ein analytisches Berechnungsmodell. Um die im Rahmen der numerischen Simulation berechneten Strömungswege und Strömungsgeschwindigkeiten (vgl. Abb. 7) in das analytische Modell überzuführen, bedarf es zunächst eines geometrisch vereinfachten Strömungsmodells.

Dazu wird die Strömung im Versuchsfeld mittels der Potentialtheorie beschrieben. Dies erlaubt eine Zuweisung von Stromröhren, welche als eindimensionale Transportwege angesehen werden können. Innerhalb dieser Stromröhren kann schließlich der Schadstofftransport durch eindimensionale Transportprozesse beschrieben werden. Die Geometrie dieser Stromröhren wird durch die Anordnung der Entnahme- und Infiltrationsbrunnen bestimmt. Geometrische Vereinfachungen sind dabei so vorzunehmen, dass alle Stromröhren gemeinsam das numerisch berechnete Strömungsbild wiedergeben. Im vorliegenden Fall erfolgt dies durch Verwendung von Dreieck-Segmenten (siehe Abb. 8).

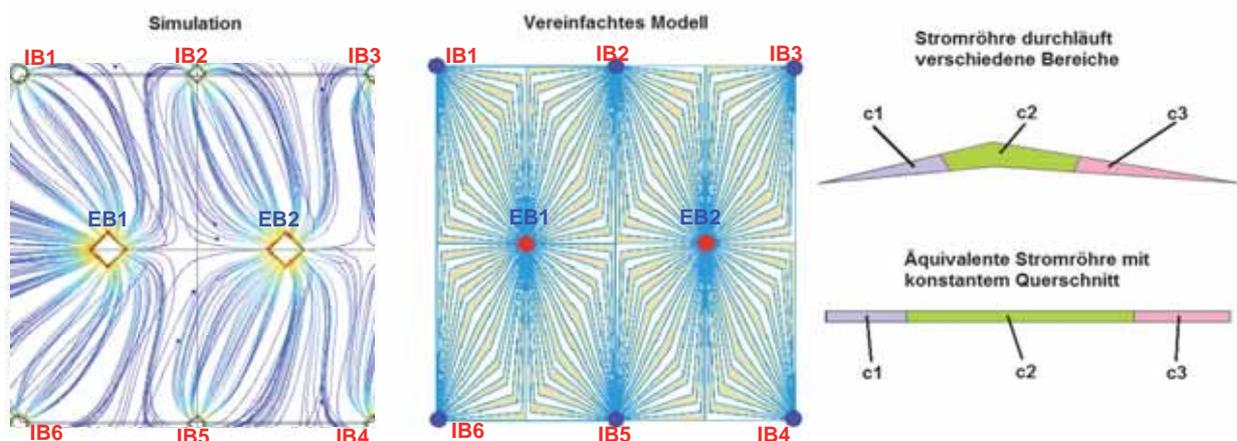


Abb. 8: Aufbau des vereinfachten Strömungsmodells:
Links: Ergebnis numerisches Simulationsmodell (vgl. Abb. 7).
Mitte: Vereinfachtes Strömungsmodell mit Anordnung der einzelnen Stromröhren.
Rechts: Berechnung einer äquivalenten Stromröhre.

Weiters muss jeder Stromröhre eine entsprechende Geschwindigkeit zugewiesen werden. Dazu werden die Ergebnisse der numerischen Simulationsberechnung (vgl. Abb. 7) herangezogen und für jede Stromröhre die Strömungsgeschwindigkeit ermittelt. Da die Geschwindigkeit innerhalb einer Stromröhre aufgrund des veränderlichen Querschnitts nicht konstant ist, wird jede Stromröhre in mehrere Bereiche (c1, c2 und c3 in Abb. 8) unterteilt. In weiterer Folge wird für jeden einzelnen Bereich eine äquivalente Länge unter Zugrundelegung eines konstanten Querschnittes und einer konstanten Strömungsgeschwindigkeit ermittelt. Dadurch ergibt sich letztendlich eine äquivalente Stromröhre (siehe Abb. 8). Die Dreieck-Segment-Form einer Stromröhre erlaubt es, die entsprechenden Querschnitte, Längen und Strömungsgeschwindigkeiten auf analytischem Weg durch einfache geometrische Zusammenhänge zu berechnen.

Die Anordnung der einzelnen Stromröhren innerhalb des Modellgebietes erfolgt unter Berücksichtigung des Kontaminations-Modells (siehe Abb. 9). Mit diesem Modell wird der gesamte Sanierungsbereich in quaderförmige Elemente unterteilt, wobei jedem Element eine konstante Schadstoffkonzentration (auf Basis von Aufschlussbohrungen) zugeteilt wird. Die Tiefenunterteilung besteht dabei aus 5 Ebenen.

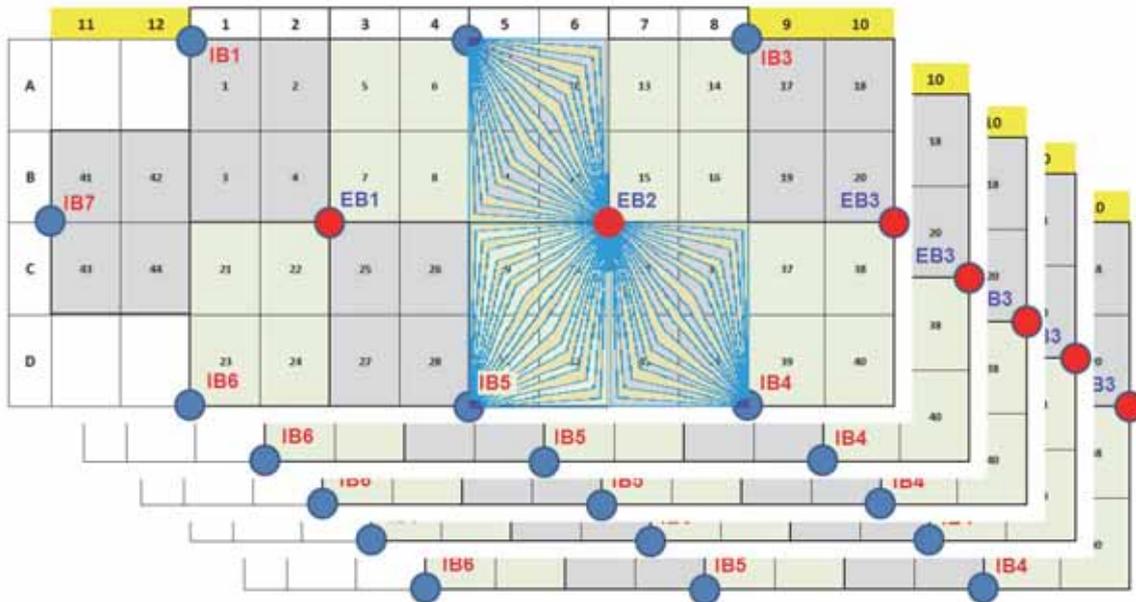


Abb. 9: Aufbau des Kontaminations-Modells. Zur Veranschaulichung sind exemplarisch Stromröhren im Bereich des Entnahmebrunnens 2 (EB2) dargestellt.

3.4. Transportmodell zur Simulation des Schadstofftransports

Aufbauend auf dem vereinfachten Strömungsmodell und dem Kontaminations-Modell kann nun der Schadstofftransport im Untergrund mit Hilfe eines analytischen Transportmodells beschrieben werden. Dabei wird von Schadstoffpartikeln mit einem mittleren Durchmesser ausgegangen, die während eines dispers-advectiven Transports in Lösung gehen. Der Stofftransport infolge Lösung umströmter Schadstoffpartikeln kann mit dem so genannten Film-Diffusions-Modell (siehe Abb. 11) beschrieben werden. Dabei wird der in das Wasser übergehende Schadstoffmengenstrom mittels eines Stoffübergangskoeffizienten (β) erfasst. Die Ermittlung dieses Koeffizienten erfolgt durch einen Potenzansatz auf Basis der Ähnlichkeitstheorie. Die in diesem Ansatz verwendete *Sherwood-Zahl* $Sh = f(Re, Sc)$ beinhaltet den gesuchten Koeffizienten (β) und ist von der *Reynolds-Zahl* (Re) sowie der *Schmidt-Zahl* (Sc) abhängig. Der Ansatz $Sh = f(Re, Sc)$ ist dabei analog der Beziehung für den Wärmetransport $Nu = f(Re, Pr)$ zu verstehen, um den Zusammenhang dimensionsloser Größen zu beschreiben. Im gegenständlichen Fall (Umströmen eines kugelförmigen Partikels mit $Re < 1$ und $Sc \gg 1$) kann dadurch der in Lösung übergehende flächenspezifische Schadstoffstrom ermittelt werden.

Einer im Untergrund vorhandenen Schadstoffkonzentration (im Vorfeld durch entsprechende Aufschlussbohrungen ermittelt) wird eine Stoffaustauschfläche zugeordnet, welche sich aus einer zu wählenden Schadstoffpartikelgröße ergibt. Somit ist es möglich, die in Lösung gehende Schadstoffmenge zu errechnen. Der zeitliche Verlauf der Schadstoff-Austrittskonzentration, bedingt durch Lösungsprozesse, ist im vorliegenden Fall (kurze Lösungsstrecken und hoher Wasserdurchsatz) somit lediglich von den Anfangsbedingungen abhängig (vgl. Mohrlök 2009).

Zu beachten ist, dass die Schadstoffpartikel gleichzeitig auch in Strömungsrichtung transportiert werden. Dieser dispers-advective Transport erfolgt mit einer sehr viel kleineren Geschwindigkeit als die Strömungsgeschwindigkeit des Wassers und ist zudem stark

temperaturabhängig. Der dispers-advektive Transport wird im Modell ausgehend von der eindimensionalen Stofftransport-Gleichung (konvektiver und diffuser Schadstofftransport) beschrieben.

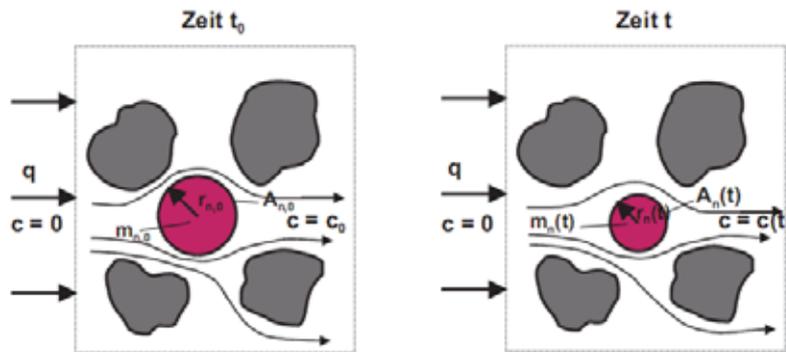


Abb. 10: Auflösen eines Schadstofftröpfchens durch Stoffübergang in die Wasserphase. [Mohrlok 2009]

Der Ansatz zur Vereinigung der beiden Mechanismen (Lösung des umströmten Schadstoffpartikels und dispers-advektiver Transport der gelösten Schadstoffpartikel) besteht in der Annahme, dass die Lösung von schlechtlöslichen Stoffen als Abbauprozess erster Ordnung angesehen werden kann. Die Konzentration des dispers-advektiv bewegten Schadstoffs wird somit durch den in Lösung gehenden Anteil vermindert. In Abb. 11 ist die Herleitung der kombinierten Transportgleichung dargestellt.

Lösungstransport

Stoffübergang Film-Diffusions-Modell

$$\frac{dm}{dt} = A_s \cdot \beta \cdot (c_{w_{\infty}} - c) \rightarrow \frac{dc}{dx} = \frac{A_s \cdot \beta}{V \cdot v_D} \cdot (c_{w_{\infty}} - c) \Rightarrow c_0 = c_{w_{\infty}} \cdot \left(1 - e^{-\frac{L \cdot \beta \cdot A_s}{v_D \cdot V}} \right)$$

$\beta = \frac{Sh \cdot D_{eff}}{d_p}$ $Sh = 1,007 \cdot (Re \cdot Sc)^{1/4}$

Für hohen Wasserdurchsatz: $\frac{c_0}{c_{w_{\infty}}} \leq 0,5 \Rightarrow c(t) = c_0 \cdot e^{-\frac{Q \cdot c_0 \cdot t}{M_0}}$... Zeitlicher Austrittsverlauf

Dispers- advektiver Transport

eindimensionale Stofftransportgleichung $\frac{\partial c}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial c}{\partial x} - D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} = 0$

Transport des Schadstoffs durch:
 - Advektion
 - Diffusion
 - Dispersion

Kombinierter Transport

Kombinierte Transportgleichung: $\frac{\partial c}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial c}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - K \cdot c$

$D_x = D_{eff} + \alpha_{T(x)} \cdot u(x)$

$K_i = \frac{Q \cdot c_{0,i}}{M_{0,i}}$ ← nur Anfangsbedingungen !!

$c_{0,i}$... Austrittskonzentration zum Zeitpunkt t

c_0 ... Austrittskonzentration am Beginn

Q... Durchfluss

M_0 ... Anfangsmasse Schadstoff

c... Konzentration des Schadstoffes

u... Geschwindigkeit des Schadstoffes

x... Wegstrecke

D_x ... Dispersionskoeffizient

K... Abbaukonstante

Randbedingungen für die analytische Lösung

$c_{(x,t=0)} = c_1$ für $x \leq 0, x < L_1$

$c_{(x,t=0)} = c_2$ für $x \leq L_1, x < L_2$

$c_{(x,t=0)} = c_3$ für $x \leq L_2, x \leq L_{disk}$

$c_{(t=0,x)} = 0$

Abb. 11: Herleitung der kombinierten Transportgleichung für das Transport-Modell.

Zur analytischen Lösung dieser kombinierten Transportgleichung bedarf es nun der Verwendung des vereinfachten Strömungsmodells sowie des Kontaminations-Modells, wobei beide Modelle miteinander gekoppelt werden (vgl. Abb. 9). Die Stromröhren durchlaufen auf ihrem Weg jeweils verschiedene Kontaminationsbereiche. Abhängig von ihrer Position ergeben sich aufgrund der zugrunde gelegten äquivalenten Stromröhren unterschiedliche Gesamtlängen, Geschwindigkeiten und Längen innerhalb einzelner Kontaminationsbereiche (vgl. Abb. 8). Mit Hilfe der analytischen Lösung der kombinierten Transportgleichung kann schließlich die Schadstoffkonzentration an jedem Punkt entlang einer Stromröhre für einen beliebigen Zeitpunkt direkt ermittelt werden.

Da für eine Schadstoffbilanzierung die gesamte aus dem Untergrund ausgetragene Schadstoffmenge interessant ist, wird in der Berechnung jeweils der Austrittspunkt einer Stromröhre betrachtet, wodurch die zeitlich veränderlichen Austrittskonzentrationen des Schadstoffs (lokale Schadstoffkonzentrationen am Ende jeder Stromröhre) bei den Entnahmebrunnen berechnet werden können. Durch Aufsummierung über die Zeit ergibt sich daraus letztendlich die gesamte dispers-advektiv ausgetragene Schadstoffmenge.

Anzumerken ist in diesem Zusammenhang, dass die durch Lösung ausgetragene Schadstoffmenge (Abbauprozess in kombinierter Transportgleichung gemäß Abb. 11) im gegenständlichen Fall nicht berechnet worden ist. Es ist jedoch möglich, den durch Lösung ausgetragenen Anteil an Schadstoff durch eine separate Berechnung zu ermitteln. Hierfür wird im Modell die Löslichkeit des Schadstoffs auf „Null“ gesetzt, sodass ohne Löslichkeit und ohne Abbaurate gerechnet wird. Die Differenz der ausgetragenen Schadstoffmenge zur vorangegangenen Berechnung (mit Löslichkeit) stellt die durch Lösung ausgetragene Menge an Schadstoff dar. Von einer simultanen Berechnung der durch Lösung ausgetragenen Schadstoffmenge kann im Fall von sehr geringer Löslichkeit des Schadstoffs – wie im gegenständlichen Fall zutreffend – abgesehen werden, da der Anteil des durch Lösung ausgetragenen Schadstoffs erfahrungsgemäß unter 1% liegt und damit vernachlässigt werden kann.

4. VERGLEICH DER ERGEBNISSE DER MODELLRECHNUNG MIT MESSUNGEN AUS DEM VERSUCHSFELD

4.1. Gesamtaustrag an Schadstoffen

Abb. 12 zeigt sowohl die auf dem Versuchsfeld gemessenen Temperaturverhältnisse in den Entnahmebrunnen als auch die gemessene Schadstoff-Konzentration (Schadstoffentfrachtung). Die gemessene Temperatur unmittelbar nach dem Wärmetauscher lag bei etwas über 60°C. In den Entnahmebrunnen stieg die Temperatur nach Versuchsbeginn innerhalb kurzer Zeit an und lag dann zwischen rund 40 und 55°C. Die gemessene ausgetragene Schadstoff-Konzentration war anfänglich von starken Schwankungen behaftet (vermutlich wurden einzelne Hot-Spots innerhalb des Versuchsfeldes unterschiedlich stark gereinigt) und verlief anschließend relativ konstant. Um den Einfluss der Temperatur auf den Schadstoffaustrag zu untersuchen, erfolgte nach einem Heizbetrieb von 43 Tagen die Abschaltung der Heizanlage, wobei der Pumpbetrieb weiterlief.

Durch den Abfall der Temperatur kam es auch zu einem Abfall der gemessenen Schadstoff-Konzentration. Damit konnte gezeigt werden, dass die erhöhte Temperatur des Wassers einen positiven Einfluss auf Haftkräfte, Grenzflächenspannung und Verteilung des Schadstoffes in der Bodenmatrix hat. Bei geringeren Temperaturen wird somit ein bestimmter Wert an Schadstoffaustrag nicht mehr überschritten.

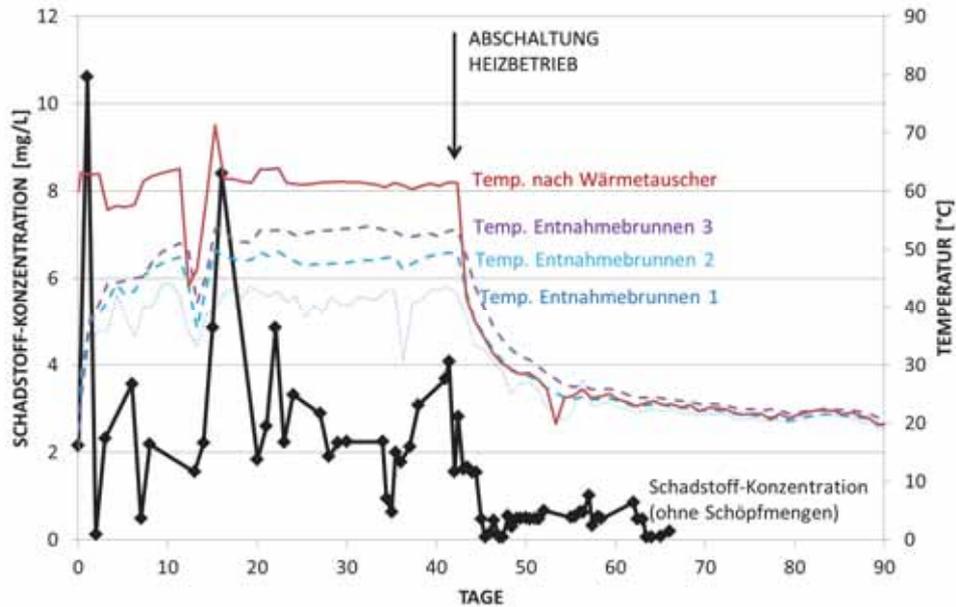


Abb. 12: Auf dem Versuchsfeld gemessene Temperaturverhältnisse und ausgetragene Schadstoff-Konzentration (ohne Schöpfmengen).

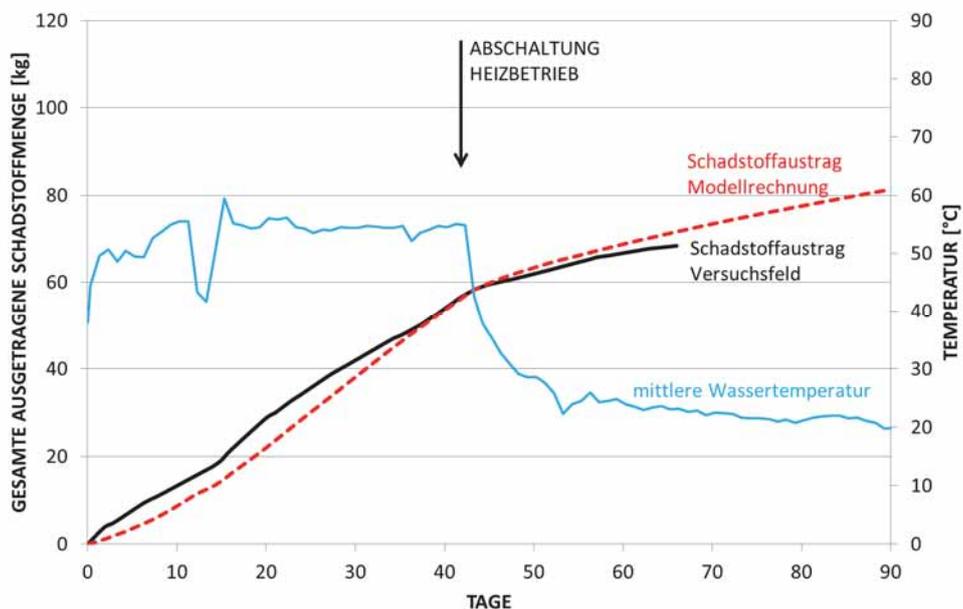


Abb. 13: Vergleich der gemessenen (inkl. Schöpfmengen) und berechneten gesamten ausgetragenen Schadstoffmenge.

Für einen Vergleich der Messdaten mit den Ergebnissen des Äquivalenz-Modells ist Folgendes zu beachten: Die in Abb. 12 dargestellte Schadstoff-Konzentrationen stellt hauptsächlich gelöste und einige fein dispers verteilte Schadstoffe dar. Die schlecht löslichen Anteile, welche schwerer als Wasser sind, konnten nicht abgepumpt werden, sammelten

sich daher jeweils im Pumpensumpf der drei Entnahmebrunnen und mussten abgeschöpft werden. Zur Schadstoffbilanzierung müssen diese Schöpfungsmengen somit intervallmäßig den abgepumpten Schadstoffmengen hinzugerechnet werden, wohingegen in der Modellrechnung vereinfachend angenommen wird, dass diese Mengen kontinuierlich aus den Entnahmebrunnen entnommen worden sind.

Abb. 13 zeigt somit einerseits die gemäß Abb. 12 gemessene Schadstoffentfrachtung (Aufsummierung) zuzüglich der Schöpfungsmengen aus den Pumpensümpfen und andererseits die mittels Äquivalenz-Modell berechnete Schadstoffentfrachtung, wobei eine sehr gute Übereinstimmung ersichtlich ist. Die Wassertemperatur wurde dabei im Modell entsprechend der mittleren gemessenen Wassertemperatur angesetzt.

4.2. Diskussion

Mit dem beschriebenen Äquivalenz-Modell konnte die im Versuchsfeld gemessene Schadstoffentfrachtung mit guter Übereinstimmung berechnet werden, sodass das Äquivalenz-Modell zu Schadstoff-Bilanzierungszwecken im Vorfeld einer Sanierungsmaßnahme herangezogen werden kann. In diesem Zusammenhang ist allerdings generell darauf hinzuweisen, dass die Unkenntnis der exakten Menge und Verteilung der Kontaminationen im Boden eine große Schwierigkeit in der Bilanzierung darstellt und deshalb die „Anfangsbedingungen“ oftmals nicht exakt definierbar sind. Somit liegen auch der Modellrechnung nur eine angenommene (gewichtete) Ausgangskonzentration und Verteilung der Schadstoffe im Boden zu Grunde, die von den tatsächlichen Gegebenheiten auch stark abweichen können (z.B. wenn ein „Hot-Spot“ an Schadstoffen im Zuge der Erkundungsmaßnahmen nicht aufgeschlossen wurde). Auch wurde in der Modellrechnung eine fiktive Schadstoffkomponente mit gemittelten Eigenschaften (Löslichkeit, Dichte) verwendet. Im realen Fall liegt jedoch ein inhomogenes Schadstoffgemisch vor, welches unterschiedliche Eigenschaften aufweist. Es wäre denkbar, dass gerade zu Versuchsbeginn leichter lösliche Anteile (z. B. Benzol) ausgetragen werden und damit den Schadstoffaustrag anfänglich erhöhen. Dies ist auch anhand Abb. 13 ersichtlich, da die gemessene Schadstoffkonzentration zu Versuchsbeginn über der Modellrechnung liegt und anschließend darunter.

Ein weiterer Aspekt betrifft den Unterschied zwischen dem modellierten und dem realen Strömungsbild. Während im Modell von homogenen Verhältnissen ausgegangen wird, ist das reale Strömungsbild durch die Beschaffenheit des Untergrunds bestimmt. Somit weist ein mobilisierter Schadstoff ein gewisses Retardations- und Dispersivitätsverhalten auf, das sich bei längeren Transportstrecken immer stärker auswirken wird und in Modellrechnungen nur schwer zu berücksichtigen ist.

Zudem hat auch die Temperatur Einfluss auf die Schadstoffmobilisierung. Während im Modell von einer gleichmäßigen Temperaturverteilung (zeitlicher Verlauf einer mittleren Temperatur) ausgegangen wird, können in der Natur auch größere Temperaturunterschiede innerhalb des Versuchsfeldes auftreten (z.B. höhere Temperatur im Bereich bevorzugter Strömungswege).

5. ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die so genannte „Spülung“ zählt zu den hydraulischen Verfahren einer Altlast-in-situ Sanierungsmaßnahme, wobei durch die Verwendung von erwärmtem Wasser die Schadstoffmobilisierung gesteigert werden kann. Diese thermisch-hydraulische Sanierung wurde im Rahmen eines Versuchsprojektes getestet, bei dem 7 Infiltrationsbrunnen und 3 Entnahmebrunnen hergestellt wurden, um die im Untergrund vorhandenen Schadstoffe (primär Kohlenwasserstoffe (Teeröle)) zu mobilisieren und zu entfrachten.

Um im Vorfeld der Versuchsdurchführung eine Prognose über die mögliche Schadstoffentfrachtung durchführen zu können, wurde ein entsprechendes Berechnungsmodell entwickelt. Da der Schadstofftransport im Untergrund ein sehr komplexer Vorgang ist und von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird, wurde ein vereinfachtes analytisches Äquivalenz-Modell erstellt. Die komplexen Vorgänge in Bezug auf die Schadstoffmobilisierung und –entfrachtung lassen sich damit qualitativ und quantitativ beschreiben und die wesentlichen physikalischen und chemischen Vorgänge können trotz vereinfachter Annahmen realitätsnah abgebildet werden. Eine Aussage über die tatsächlich ablaufenden Prozesse (z.B. Auswirkung der Temperatur auf die Tröpfchengröße des Schadstoffes, dispers verteilter oder Bulk-Transport) kann damit jedoch nicht getroffen werden, da gerade diese Vorgänge äquivalent beschrieben werden.

Grundlage für das analytische Äquivalenz-Modell ist zunächst ein numerisches Simulationsmodell, mit dem die Temperatur- und Strömungsverhältnisse im Untergrund berechnet werden. Die Strömungsverhältnisse werden schließlich in ein vereinfachtes Strömungsmodell übergeführt. Anschließend kann auf Basis des vereinfachten Strömungsmodells und eines Kontaminations-Modells die Schadstoffmobilisierung und –entfrachtung mittels eines Transportmodells analytisch berechnet werden. Das Äquivalenz-Modell ist aus einzelnen Stromröhren aufgebaut, innerhalb derer der Schadstofftransport durch eindimensionale Transportprozesse beschrieben wird. Es dominiert dabei der advektive Transport der Schadstoffphase, wobei Lösungsvorgänge auftreten, die – abhängig von der Art des Schadstoffes – Einfluss auf den Schadstofftransport haben können. Zudem beeinflusst auch die Temperatur die Schadstoffmobilisierung und –entfrachtung.

Ein Vergleich der Modellergebnisse mit Messdaten aus dem Versuchsfeld hat gezeigt, dass hinsichtlich des Gesamtaustrages an Schadstoffen eine gute Übereinstimmung gegeben ist. Das beschriebene Äquivalenz-Modell eignet sich somit, um eine thermisch-hydraulische Sanierungsmaßnahme zu simulieren und kann damit für die Auslegung einer großflächigen Sanierung und die Prognose der möglichen Schadstoffentfrachtung herangezogen werden.

LITERATUR

- Dörrie, T., Längert-Mühlegger, H. (2010): *Technologiequickscan In-situ-Sanierungstechnologien*. Österreichischer Verein für Altlastenmanagement.
- Lorenz, D., Gass, M., Stupp, D. (2008): *Auswertung internationaler Fachliteratur zu in-situ-Anwendungen in der gesättigten Zone bei der Altlastenbearbeitung*. Projekt im Rahmen des Länderfinanzierungsprogrammes „Wasser, Boden und Abfall“ 2007. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, Mecklenburg Vorpommern, Paulshöher Weg 1, D-19061 Schwerin.
- Mohrlock, U. (2009): *Bilanzmodelle in der Grundwasserhydraulik*. Karlsruhe, Germany: Universitätsverlag Karlsruhe.