

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser - Grundwassertransport und Fahnenlängen -

- Hans Dieter Stupp, Albrecht Bakenhus, Michael Gass, Ivonne Schwaar, Dietmar Lorenz -

1. Einleitung

Seit dem 01.01.2005 gelten in Europa neue Richtlinien für die Oxygenatgehalte in Benzin. Unter Oxygenaten versteht man sauerstoffhaltige Verbindungen, die den Vergaserkraftstoffen zur Erhöhung der Klopfestigkeit und zur Verbesserung der Verbrennungseigenschaften zugesetzt werden. Als mögliche Oxygenat-Einsatzstoffe kommen Alkohole und Ether infrage. Die Bedeutung dieser Benzinadditive hat in den letzten Jahren europaweit stark zugenommen, da die von der EU zum 01.01.2005 beschlossene Absenkung der Aromatengehalte auf unter 35% zu einem gesteigerten Einsatz von Oxygenaten zur Sicherstellung der Kraftstoffqualität geführt hat. Darüber hinaus wird der Anteil an Oxygenaten in Benzin vor dem Hintergrund der Richtlinie 2003/30/EC (Biofuel Directive) in den nächsten Jahren noch weiter zunehmen. Nach dieser europaweiten Vorgabe muss der Anteil an Biokomponenten in Kraftstoffen ab dem 01.01.2010 mindestens 5,75 Gewichtsprozent betragen.

Das wichtigste in der Vergangenheit in Deutschland eingesetzte Benzinadditiv war MTBE (Methyl-tertiär-Butyl-Ether). Da aufgrund der Biofuel Directive der Bioanteil jedoch zu steigern ist, wird MTBE nur bis 2006 in größeren Mengen in Benzin eingesetzt und danach schrittweise durch ETBE (Ethyl-tertiär-Butyl-Ether) substituiert. Diese Umstellung hängt damit zusammen, dass ETBE im Gegensatz zu MTBE leichter aus Biokomponenten über die Zwischenstufe Ethanol hergestellt werden kann.

In den letzten Jahren sind in Nordamerika in umfangreichem Maße MTBE-Grundwasserschäden bekannt geworden. Das Ausmaß dieser Schäden in den USA hat dazu geführt, dass MTBE als Benzininhaltsstoff in zahlreichen US-Bundesstaaten verboten und weitgehend durch Ethanol ersetzt wurde. Auch in Deutschland sind in den letzten fünf Jahren in gesteigertem Umfang MTBE-Grundwasserschäden festgestellt worden. Dabei hat sich gezeigt, dass MTBE ein hohes Potenzial zur Bildung langer Kontaminationsfahnen im Grundwasser besitzt. Bei der Betrachtung von MTBE-Grundwasserschäden ist tertiiär-Butanol (TBA) als wichtiger Metabolit des MTBE-Abbaus mit zu berücksichtigen. Darüber hinaus ist TBA pro-

duktionstechnisch eine Begleitkomponente von MTBE und kann ebenfalls als Oxygenat den Benzin zugesetzt sein.

Die mit Abstand meisten Grundwasserschäden in Deutschland werden durch chlorierte Kohlenwasserstoffe ausgelöst (1). Dies ist u. a. dadurch belegt, dass die Mehrzahl der von Behörden angeordneten Grundwassersanierungen die CKW betreffen. Von besonderer Bedeutung unter den CKW sind Verunreinigungen durch PCE (Tetrachlorethen), Trichlorethen (TCE), 1.1.1-Trichlorethan (1.1.1-Tri) und 1.2-Dichlorethan (1.2-DCA). Darüber hinaus sind die durch mikrobiellen Abbau entstehenden Metaboliten von TCE in der Reihenfolge cis-1.2-Dichlorethen (cis-DCE) und Vinylchlorid (VC) zu nennen. CKW wurden in der Vergangenheit oft als Entfettungs-, Lösungs-, Reinigungsmittel und als Ausgangsprodukte für Kunststoffe oder Schädlingsbekämpfungsmittel genutzt.

Aus den dargelegten Gründen ist es von Interesse das grundwasserbezogene Ausbreitungsverhalten des historisch wichtigsten Oxygenates MTBE mit dem der CKW zu vergleichen. Diese Auswertung kann wichtige Rückschlüsse für das wahrscheinliche Transportverhalten von MTBE im Grundwasser liefern und somit das Risk Management von MTBE-Grundwasserschäden beeinflussen.

Verwendete Abkürzungen:

| | |
|---------|---|
| LNAPL | Light non aqueous phase liquids |
| DNAPL | Dense non aqueous phase liquids |
| CKW | Chlorierte Kohlenwasserstoffe |
| LCKW | Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe |
| PCE | Tetrachlorethen |
| TCE | Trichlorethen |
| cis-DCE | cis- 1.2- Dichlorethen |
| VC | Vinylchlorid |
| TCA | 1.1.1- Trichlorethan |
| 1.2-DCA | 1.2- Dichlorethan |
| MTBE | Methyl-tertiär-Butyl-Ether |
| TBA | Tertiär Butanol |
| ETBE | Ethyl-tertiär-Butyl-Ether |

2. Chemisch- physikalische Daten und biologischer Abbau

In welchem Maße schädliche Grundwasserinhaltsstoffe zu einer Gefährdung des Grundwassers führen können ist in erster Linie durch ihr Ausbreitungspotenzial begründet. Die Migration der Stoffe im

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

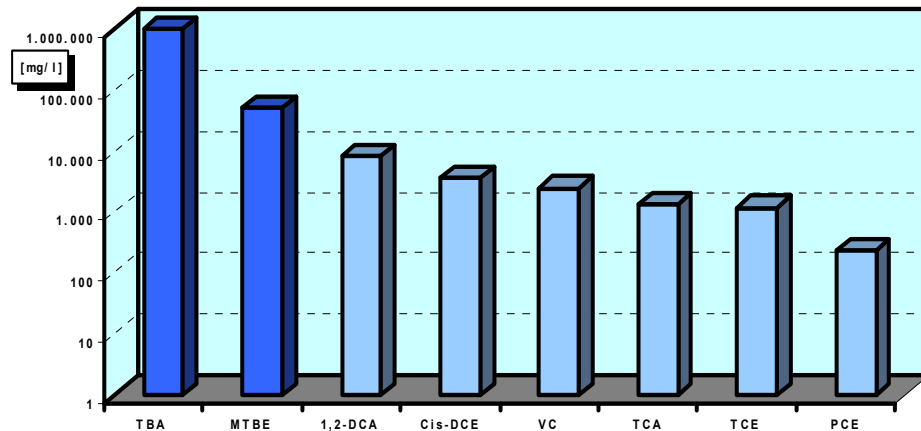


Abbildung 1:
Wasserlöslichkeit von
MTBE und TBA im
Vergleich mit CKW.
Daten gelten für eine
Wassertemperatur von
20° C.

Grundwasser basiert auf den chemisch-physikalisch-biologischen Stoffdaten. Diese werden nachstehend einer vergleichenden Betrachtung unterzogen. MTBE und TBA zählen mit Dichten von $< 1 \text{ g/cm}^3$ zu den so genannten LNAPL (**l**ight **n**on **a**queous **p**hase **l**iquids). Im Gegensatz dazu zählen die CKW mit Dichten von $> 1 \text{ g/cm}^3$ zu den DNAPL (**d**ense **n**on **a**queous **p**hase **l**iquids). Während DNAPL (Schwerphasen) dazu neigen als eigenständige Phasen in größere Tiefen zu migrieren, schwimmen LNAPL (Leichtphasen) auf dem Grundwasser auf. Die auffälligste Eigenschaft von MTBE und TBA ist ihre hohe **Wasserlöslichkeit** (Abbildung 1). Die Wasserlöslichkeit von MTBE beträgt ca. 50 g/l und TBA ist vollkommen mit Wasser mischbar. Im Vergleich dazu sind die Löslichkeiten der CKW sehr viel geringer. So hat beispielsweise PCE mit 160 mg/l eine um etwa 310-mal kleinere Wasserlöslichkeit als MTBE. Tendenziell wird die Wasserlöslichkeit der Chlorethene mit abnehmender Chlorierung höher. Der am besten wasserlösliche CKW ist 1,2-DCA mit ca. 8.500 mg/l. Insgesamt ist wichtig, dass die Wasserlöslichkeiten von MTBE und TBA die der CKW um Größenordnungen überschreiten.

Der **log KOC-Wert** steuert die Verteilung eines Stoffes zwischen Wasser und Boden in Abhängigkeit vom organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens. Ein niedriger Wert bedeutet, dass wenig Absorption an den Bodenpartikeln stattfindet. Die Koc-Werte von MTBE und seinem Abbauprodukt TBA sind entsprechend der Polarität dieser Stoffe sehr niedrig und liegen bei deutlich unter 4 ml/g. Die CKW besitzen mit Werten zwischen 38 ml/g (1,2-DCA) und 300 ml/g (PCE) eine deutlich höhere Tendenz zur Adsorption an organische Materialien.

Der **Henry-Koeffizient** bestimmt die Verteilung eines Stoffes zwischen der Luft- und der Wasser-

phase. Je niedriger der Wert, desto stärker liegt das Verteilungsgleichgewicht auf der Seite der Wasserphase. Wie der Vergleich der Henry-Koeffizienten zeigt, besitzen die CKW eine weitaus höhere Tendenz der Überführung von der Wasser- in die Luftphase. Der Henry-Koeffizient für MTBE liegt bei 0,0017 Pa m^3/mol und der für TBA bei 0,00038. Dagegen weisen die CKW mit Werten zwischen 0,17 (cis-DCE) und 1,16 (VC) deutlich höhere Daten auf und sind infolgedessen gut desorbierbar. Nur 1,2-DCA besitzt mit 0,049 einen deutlich geringeren Wert (Abbildung 2). Eine wichtige Schlussfolgerung hieraus ist, dass MTBE nur mit hohem Aufwand und TBA nicht effektiv stripbar ist.

Der **Dampfdruck** beschreibt die Neigung eines Stoffes, aus seiner flüssigen Phase in die gasförmige Phase überzutreten. VC besitzt mit ca. 3.500 hPa mit Abstand den höchsten Dampfdruck aller betrachteten Stoffe. Danach folgt MTBE mit ca. 330 hPa. Merkliche Dampfdrucke weisen cis-DCE, 1,1,1-TCA, TCE und 1,2-DCA auf. Die geringsten Werte bestehen für TBA und PCE (Abbildung 3).

Im Hinblick auf den **biologischen Abbau** der CKW ist dieser stark von den Milieueigenschaften des Aquifers abhängig und damit einzelfallspezifisch sehr differenziert zu betrachten. Eine wichtige Erkenntnis besteht darin, dass die Transformation von PCE zu TCE nur unter anaeroben Bedingungen abläuft. Dagegen ist der weitere Abbau der Chlorethene ab TCE sowohl anaerob als auch aerob möglich. Die Schadstoffe können dabei direkt als Kohlenstoff- oder Energiequelle von Mikroorganismen genutzt werden, oder, was von größerer praktischer Bedeutung ist, sie werden co-metabolitisch durch Enzyme transformiert. Bisher sind vier verschiedene Mechanismen zur Dechlorierung von LCKW bekannt (2):

- Thiolytische Dehalogenierung

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

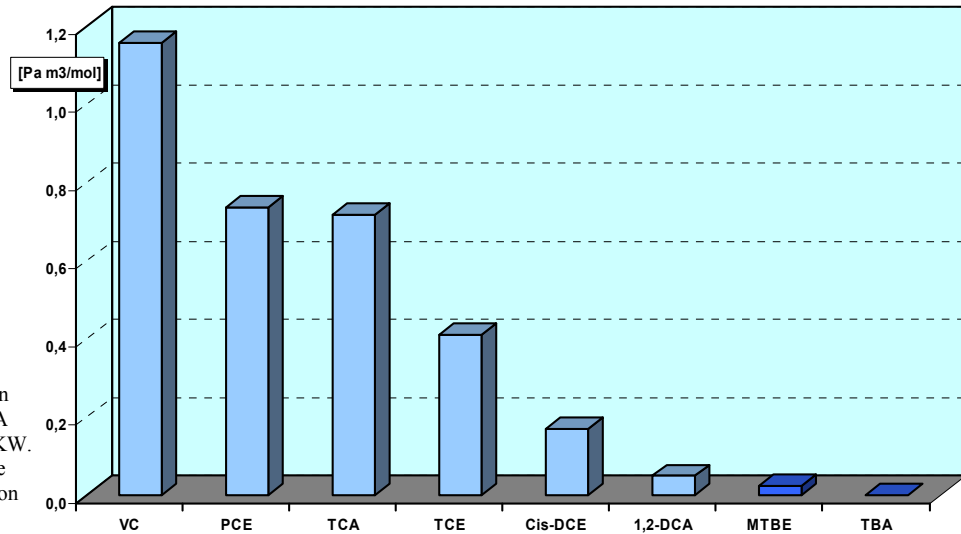


Abbildung 2:
Henry- Koeffizienten
von MTBE und TBA
im Vergleich mit CKW.
Daten gelten für eine
Wassertemperatur von
20° C.

- Hydrolytische Dehalogenierung
- Oxidative Dehalogenierung
- Reduktive Dehalogenierung

Im Hinblick auf den natürlichen CKW-Abbau sind die reduktive und untergeordnet oxidative Dehalogenierung am bedeutendsten.

Da die meisten Grundwasserschäden auf den Einsatz der technischen Produkte PCE und TCE zurückzuführen sind, steht der Abbau dieser Stoffe und damit folgende Abbaukette im Vordergrund:

PCE—TCE - Cis-1.2-DCE - VC - Ethen

Die Energie, die bei den ersten beiden Dechlorierungsschritten freigesetzt wird, kann von speziellen Organismen für den Stoffwechsel genutzt werden (Chlororespiration). Für die weitere Dechlorierung von cis-1.2-DCE zu Ethen ist noch nicht geklärt, ob es sich um einen cometabolischen Prozess handelt.

Die reduktive Dechlorierung muss in anaeroben Systemen mit anderen Reduktionsprozessen wie der Methanogenese und der Acetogenese konkurrieren. Nach heutigem Wissensstand sind die Oxidation des primären Reduktionsmittels - in kontaminierten Grundwasserleitern in der Regel ein Co-Kontaminant - und die Reduktion der chlorierten Verbindungen über intermediär auftretenden molekularen Wasserstoff miteinander gekoppelt.

MTBE ist schlecht abbaubar und wird von der US-EPA als persistent eingestuft. Die wachsende Beschäftigung mit MTBE in den letzten Jahren hat jedoch gezeigt, dass der MTBE-Abbau unter besonderen Bedingungen dennoch ablaufen kann. Hierzu steht inzwischen eine sehr umfangreiche Literatur zur Verfügung. Der derzeitige Kenntnisstand wurde kürzlich in einer Arbeit von Püttmann & Koenen beschrieben (3).

Danach haben Laboruntersuchungen gezeigt, dass MTBE unter **aeroben Bedingungen** abbaubar ist.

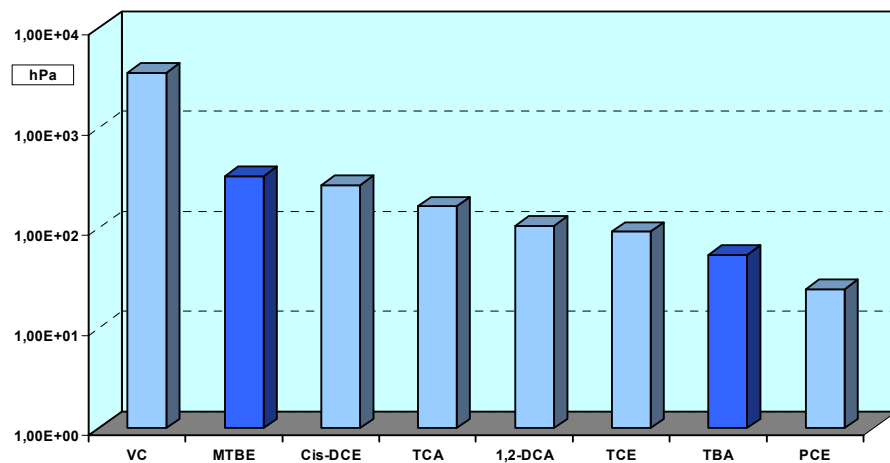


Abbildung 3:
Dampfdruck von MTBE
und TBA im Vergleich
mit den CKW. Daten
gelten für eine Temperatur
von 20° C.

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

Tab. 1: Einfluss-Parameter auf das Migrationsverhalten von organischen Inhaltsstoffen des Grundwassers (9)

| Allgemein-Parameter | Aquifer-Parameter | Stoff-Parameter |
|---------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| Stoffmenge | Durchlässigkeit | Wasserlöslichkeit |
| Quellstärke | Fließgeschwindigkeit | Sorption |
| Alter des Schadens | Advektion | Retardation |
| Migrationszeit | Vertikalströmungen ⁽¹⁾ | Diffusion |
| Co-Kontaminanten | Dispersion | Mikrobiologischer Abbau/Umwandlung |
| | Verdünnung | Ausgasung aus GW |
| | GW-Milieu ⁽²⁾ | |
| | GW-Chemismus | |
| | Sorbentien ⁽³⁾ | |
| | Mirkoorganismen | |
| | Nährstoffangebot | |

GW: Grundwasser

⁽¹⁾: Der Einfluss von ggfs. vorhandenen Vertikalströmungen ist zu ermitteln, da anderenfalls fehlerhafte Bewertungen über die Begrenzung von Kontaminationsfahnen auftreten können (Paus + Stupp, 1999)

⁽²⁾: Alle allgemeinen Milieudaten wie: Temperatur, Eh, pH etc.

⁽³⁾: Alle relevanten Sorbentien wie: Organische Substanz, Schichtsilicate etc.

Bestimmte Bakterienstämme können bei Vorhandensein von Ethanol als Energiequelle MTBE zu TBA und tert.-Amylalkohol (TAA) cometabolisch umsetzen (4). Auch konnten Bakterienstämme identifiziert werden, die unter aeroben Bedingungen effizient MTBE abbauen und als alleinige Kohlenstoff- und Energiequelle verwenden (5).

Der MTBE-Abbau unter **anaeroben Bedingungen** wurde von verschiedenen Autoren untersucht. Danach ist ein Abbau unter diesen Bedingungen nicht gegeben. Nur in der Arbeit von Somsamak et al. (2001) wurde MTBE-Abbau unter sulfat-reduzierenden Bedingungen festgestellt (6).

Cometabolischer Abbau von MTBE durch Propanoxidierende Bakterien konnte festgestellt werden (7). Es gelang die Isolation einer Bakterienmischkultur, die fähig ist, auf Cyclohexan als einziger Kohlenstoff- und Energiequelle zu wachsen. Nach dem Wachstum auf Cyclohexan war diese Kultur fähig MTBE und ETBE cometabolisch umzusetzen (8).

Schlussfolgernd sind pauschale Aussagen zum MTBE-Abbau nicht möglich. Ob ein Abbau möglich ist hängt von den jeweiligen Standort- und insbesondere Milieubedingungen ab und ist einzelfallspezifisch gesteuert. Aufgrund von Feldbeobachtungen an verschiedenen MTBE-Grundwasserfahnen kann festgestellt werden, dass ein effizienter Abbau von MTBE durch rein natürliche Prozesse in der Regel nicht beobachtet werden kann. Die Anwesenheit anderer Benzininhaltsstoffe wie beispielsweise BTEX, scheint den MTBE-Abbau zumindest so lange zu limitieren, bis die BTEX-Einzelstoffe abgebaut sind. In den meisten Fällen können jedoch deutliche Ge-

halte von TBA festgestellt werden, die häufig in Konzentrationen von 10 – 50 % der MTBE-Gehalte vorliegen.

3. Transportverhalten im Grundwasser

Die Ausbreitung von Inhaltsstoffen im Grundwasserleitern ist ein komplexer Vorgang, der durch eine Reihe verschiedener Einflussgrößen gesteuert wird. Die wesentlichen Parameter, die im jeweiligen Einzelfall das Migrationsverhalten bestimmen, sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Bei einer vergleichenden Betrachtung des Ausbreitungsverhaltens der CKW und von MTBE ist zu berücksichtigen, dass es sich bei der Infiltration der CKW in den Untergrund i. d. R. um Einzelstoffe handelt, die häufig aus industriellen Anlagen ausgetreten sind. Die meisten CKW-Schäden wurden durch Entfettungsanlagen in der metallverarbeitenden Industrie ausgelöst. Hier sind reine CKWs in Form von PCE, TCE, 1.1.1-TCA etc. ausgetreten. CKW können aufgrund ihres merklichen Dampfdruckes hohe Bodenluftwerte in einem Gasphasenkörper in der vadosen Zone aufbauen.

Im Gegensatz hierzu handelt es sich bei MTBE-Schäden i. d. R. um Schäden, bei denen Benzine in den Untergrund gelangt sind. Insofern tritt MTBE meist als Benzinbestandteil in einer Benzin-Mischphase in das Grundwasser ein. Aufgrund seines hohen Dampfdruckes kann sich in der vadosen Zone ein MTBE-haltiger-Gasphasenkörper ausbilden, der neben MTBE auch die anderen Benzininhaltsstoffe mit hohen Dampfdrucken enthält (z. B. Benzol).

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

Tabelle 2:

Maximale MTBE- und BTEX-Gleichgewichtskonzentrationen in Wasser im Kontakt mit Benzin (angelehnt an Weaver et al. 1999, (10))

| Stoff | Wasserlöslichkeit (mg/l) | Volumen-% / Benzin- sorte | Maximale Konzentration (mg/l) |
|-------------|--------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| MTBE | 50.000 | 11 / Super Plus | 5.500 |
| MTBE | 50.000 | 2 / Super | 1.000 |
| TBA | 1.000.000 | 0,1 | 1.000 |
| Benzol | 1.780 | 1 / Super | 18 |
| Toluol | 535 | 13 / Super | 70 |
| Ethylbenzol | 161 | 2 / Super | 3 |
| o-Xylol | 175 | 11 / Super | 19 |

Obwohl der Dampfdruck von TBA deutlich niedriger ist, als der von MTBE, kann auch TBA als untergeordnete Komponente - insofern es primärer Bestandteil von Benzin ist - in dem Gasphasenkörper auftreten. Da MTBE und TBA aufgrund ihrer hohen Löslichkeiten bevorzugt gelöst werden, kann eine zweite Differenzierung von der Benzin-Mischphase über das Sickerwasser erfolgen, in welchem die Konzentrationen an TBA und MTBE um ein Vielfaches höher sind als die der übrigen Benzinkomponenten.

Sowohl MTBE als auch TBA schwimmen, sobald sie das Grundwasser erreichen, aufgrund der hohen Wasserlöslichkeiten nicht als eigene Phasen auf dem Grundwasserleiter auf, sondern es kommt zu einer dritten Differenzierung von den anderen Benzinbestandteilen. MTBE kann selbst bei Existenz einer eigenständigen Phase wegen seiner geringen Dichte im Gegensatz zu den CKW nicht tief in den Grundwasserleiter eindringen. Da TBA komplett mischbar mit Wasser ist, spielt in diesem Zusammenhang seine Dichte keine Rolle. Das Ausbreitungsverhalten von TBA wird in starkem Maße durch seine unbegrenzte Wasserlöslichkeit gesteuert. Zur - wahrscheinlich nur kurzzeitig existierenden - Phasenbildung käme es nur, wenn innerhalb kürzester Zeit sehr große Stoffmengen in den Grundwasserleiter eintreten. Die sehr niedrigen Henry-Koeffizienten für MTBE und TBA führen zu einer bevorzugten Konzentration im Wasser, weshalb eine signifikante Konzentrationsverringern durch Entgasen aus der gesättigten Zone nicht zu erwarten ist.

CKW zeigen ein völlig anderes Verhalten im Grundwasser. Sie können tief in den Aquifer eindringen und vertikal migrierende Phasenkörper ausbilden. Aus der Bearbeitung einer Vielzahl von Grundwasserschäden kann abgeleitet werden, dass sich die CKW als DNAPL maßgeblich von den organischen Leichtphasen wie Benzin dadurch unterscheiden, dass sie bei gleichen Eintragsmengen eine wesentlich größere Quellstärke entwickeln. Diese hohe Quell-

stärke ist eine Folge des Eindringens von CKW in unterschiedlichster Verteilungsform in die gesättigte Bodenzone. Die in der Regel zumindest einige Meter in den Aquifer reichenden CKW-Phasenkörper weisen eine extrem große Oberfläche auf, was dem anströmenden Grundwasser ideale Voraussetzungen für Lösungsprozesse und Aufladung mit diesen Stoffen in gelöster Form bietet. Als Folge können sich lange CKW-Kontaminationsfahnen ausbilden.

Da die Wasserlöslichkeit der CKW sehr viel geringer ist als die von MTBE und TBA, bleiben die CKW als eigene Phase im Grundwasser über sehr lange Zeiträume - unter Umständen Dekade bis Jahrhunderte - existent. Die hohen Henry- Koeffizienten ermöglichen den CKW grundsätzlich einen Transfer aus dem Grundwasser in die Sickerzone. Es kann zu Konzentrationsverringern durch Entgasen in die ungesättigte Zone kommen, ein Vorgang der durch die hohen Dampfdrücke der meisten CKW noch unterstützt wird.

Eine Folge des Eintritts von MTBE als Bestandteil von Benzin besteht darin, dass die Lösungsvorgänge bei derartigen Stoffgemischen durch das Raoult'sche Gesetz bestimmt werden. Dieses besagt, dass die einzelnen Benzininhaltsstoffe entsprechend ihren Molfraktionen im Gesamtprodukt in Lösung gehen, so dass die theoretischen Löslichkeiten der Einzelstoffe nicht erreicht werden können.

In der Tabelle 2 sind die Konzentrationen verschiedener Inhaltsstoffe von Benzin in Abhängigkeit ihrer Volumenanteile zusammengestellt, die auf der Grundlage des Raoult Gesetzes maximal im Grundwasser auftreten können.

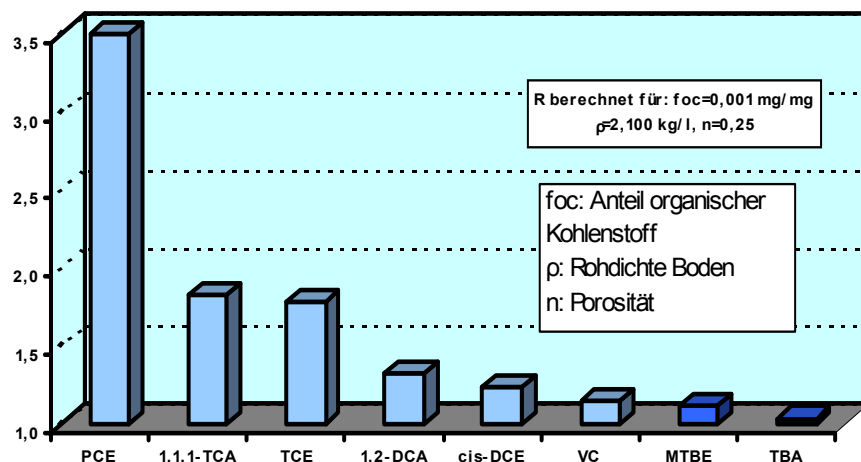
Wie der Tabelle 2 zu entnehmen ist können selbst bei geringeren MTBE-Gehalten in Benzin deutlich höhere MTBE-Konzentrationen im Grundwasser auftreten als dies bei den BTEX der Fall ist. Für TBA ist die Herleitung hoher Konzentrationen im Grundwasser aufgrund der vollkommenen Mischbarkeit mit Wasser noch stärker ausgeprägt. Es reichen bereits

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

geringe MTBE- oder TBA-Gehalte in Produkten aus, um nachhaltige Konzentrationen im Grundwasser herbeizuführen. So wurden bei einem durch Jet-Fuel ausgelösten Grundwasserschaden deutliche MTBE-Gehalte in Höhe von 609 µg/l im Grundwasser festgestellt, obwohl die MTBE-Konzentration im Düsentreibstoff nur 0,02 % betrug (10). Die Schlussfolgerung hieraus lautet, dass MTBE trotz des Vorkommens als untergeordneter Bestandteil von Benzenen im Grundwasser in höheren Konzentrationen auftreten kann als die ins Grundwasser infiltrierten CKW PCE und TCE mit Löslichkeiten von 160 und 1.200 mg/l.

Das Verhältnis der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers zur Transportgeschwindigkeit der Verbindung wird durch den Retardationsfaktor R beschrieben. Eine Verbindung, die nicht zurückgehalten (retardiert) wird, bewegt sich mit der gleichen Geschwindigkeit wie Wasser und besitzt daher den Wert $R=1$. Eine Substanz, die mit der halben Geschwindigkeit des Grundwassers transportiert wird, besitzt den Wert $R=2$. MTBE und TBA besitzen bei einem Kohlenstoffgehalt um 0,01 % Retardationsfaktoren um 1, so dass beide Stoffe ohne Verzögerung im Grundwasser transportiert werden und ein Verhalten wie ein idealer Tracer besitzen. Auch höhere Kohlenstoffgehalte verändern dieses Transportverhalten nur unwesentlich. Dagegen liegen die Retardationsfaktoren für die CKW mit Werten zwischen ca. 2 und 15 deutlich höher (Abbildung 4). Hieraus resultiert, dass die CKW im Grundwasser deutlich langsamer als MTBE und TBA transportiert werden. Beispielsweise betragen die Verzögerungsfaktoren für TCE und cis-DCE ca. 2, für 1.2-DCA ca. 4 und für PCE und 1.1.1-TCA ca. 14. Eine Ausnahme hiervon bildet VC, das mit einem Retardierungsfaktor um 1 sehr ähnlich schnell transportiert wird wie die beiden Oxygenate.

Abbildung 4:
Retardationsfaktoren
organischer Stoffe



4. Kontaminationsfahnen

4.1 Fahnentypen

Bei **MTBE-Grundwasserschäden** lassen sich drei Fahnentypen in Abhängigkeit des Zeitpunktes des Stoffeintrags in das Grundwasser unterscheiden (Abbildung 5):

Typ 1: Frischer Benzinschaden:
MTBE-Fahnenausbreitung entspricht der der BTEX

Typ 2: Mittelalter Benzinschaden:
MTBE-Fahnenausbreitung in Richtung Grundwasserabstrom weiter fortgeschritten als die der BTEX

Typ 3: Alter Benzinschaden:
MTBE-Fahne vom Schadenherd „abgerissen“ und bereits weiter von der Quelle entfernt, wogegen die BTEX-Fahne weiter oberstromig ausgebildet ist

Die TBA-Ausbreitung kann als äquivalent zur MTBE Ausbreitung beschrieben werden. Da die abiotischen Vorgänge, wie Sorption, Verflüchtigung und chemischer Abbau von untergeordneter Bedeutung sind, kann als limitierender Faktor für das Ausbreitungsverhalten von MTBE und TBA nur noch der biologische Abbau in Frage kommen.

Bei CKW-Grundwasserschäden können sich die gelösten CKW über lange Entfernungen horizontal ausbreiten, da sie in gelöstem Zustand quasi die gleiche Dichte wie Wasser besitzen. In Abhängigkeit davon, ob an der Schadenquelle CKW-Phasenkontaminationen auftreten oder nicht, kann es zur Ausbildung zweier verschiedener Typen von CKW-Fahnen kommen (Abbildung 6):

Typ 1: die Schadenquelle infiltriert CKW in das Grundwasser, hohe Konzentrationen liegen in direkter Nachbarschaft zur Schadenquelle vor

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

Typ 2: die Schadenquelle ist erschöpft, die maximalen Konzentrationen befinden sich in abstromiger Richtung von der Quelle

Unabhängig von diesen beiden Fahnentypen werden die CKW-Fahnen in Abhängigkeit der Milieueigenschaften durch biologische Abbauvorgänge stofflich in die Metaboliten strukturiert, z. B. im Falle von PCE als Ausgangssubstanz in Fahnenbereiche mit jeweils typischen Einzelstoffen wie PCE – TCE – cis-DCE und VC.

4.2 Fahnenlängen

Zur Ermittlung der Daten über Migrationsstrecken von CKW- und MTBE-Grundwasserfahnen wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Auf der Grundlage der Auswertung von 40 CKW-Fahnen in Deutschland wurden durchschnittliche Fahnenlängen von ca. 1.080 m und maximale von 8.200 m festgestellt (9). Die längste in der Literaturrecherche gefundene CKW-Fahne hat eine Länge von 9.000 m (CKW-Fahne in USA, (11)).

Wie der Abbildung 7 zu entnehmen ist, weist die Mehrzahl der untersuchten **CKW Fahnen** eine Länge von weniger als 500 m auf. Es fällt jedoch auf, dass die sehr langen Fahnen hohe Anteile an PCE (60 – 98 %) vorweisen, was hinsichtlich des hohen Retardierungsfaktors und der geringen Wasserlöslichkeit von PCE nicht zwangsläufig zu erwarten war. Fallspezifische Betrachtungen führen zu dem Ergebnis, dass es sich bei diesen Grundwasser-Verunreinigungen um Aquifere mit folgenden Kenn-
daten handelt:

- große Schadenherde mit LCKW-Eintragsmengen von i. d. R. über 10.000 kg.
- hohe Durchlässigkeiten (kf-Werte $> 1 \times 10^{-3}$ m/s) und teilweise stärkere Grundwassergradienten ($> ca. 0,001$). Die Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers sind hoch.
- weitgehend oxidierende Verhältnisse des Grundwassers im Abstrom der Schadenherde und keine bzw. untergeordnete Bildung von Abbauprodukten des PCE bzw. TCE.
- geringe Gehalte der wasserführenden Sedimente an organischem Material und damit relativ „sterile“ Aquifere ohne hohe Kapazitäten zur Adsorption von Wasserinhaltsstoffen.

Diese Beobachtungen werden durch statistische Untersuchungen aus den USA gestützt. Hierbei wurde festgestellt, dass das Auftreten von VC und die damit belegte Dechlorierung tendenziell zur Ausbildung kürzerer CKW-Fahnen führt (12).

Im Vergleich zu den CKW-Schäden ist über die Länge von **MTBE-Fahnen** in Deutschland noch nicht viel bekannt. Weitaus umfangreichere Daten liegen

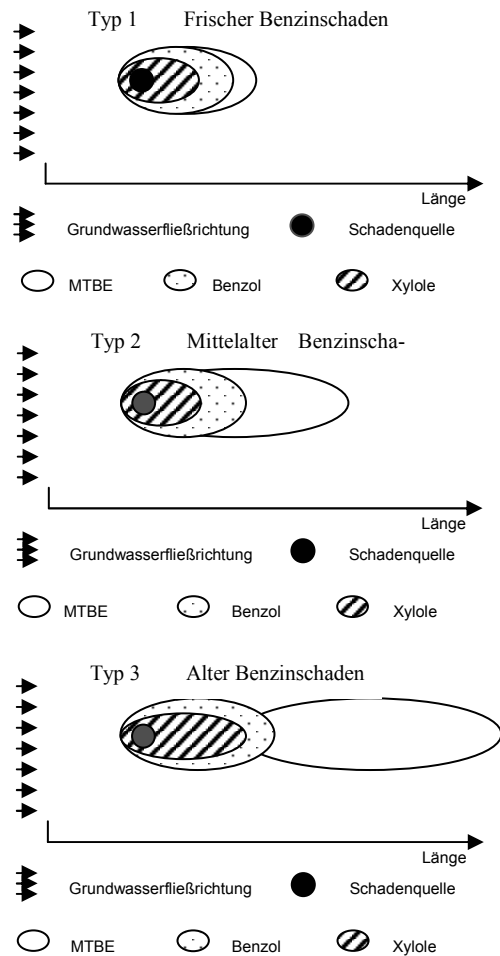


Abbildung 5: Typen von MTBE Grundwasserfahnen

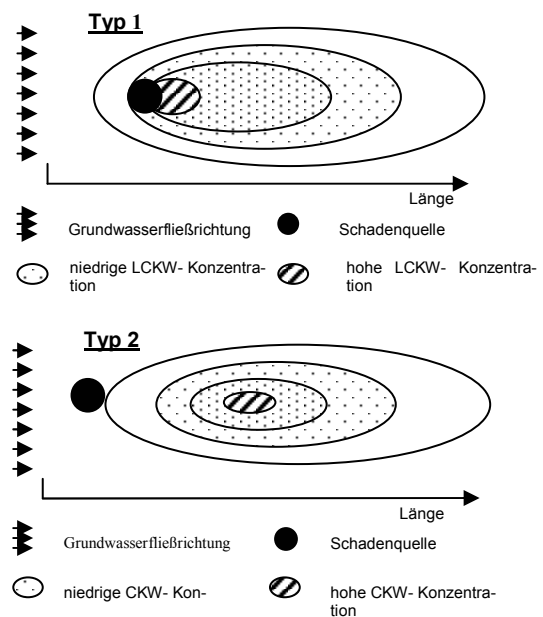


Abbildung 6: Typen von CKW-Grundwasserfahnen

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

aus den USA vor. Die längste in den USA bisher in der Literatur beschriebene MTBE-Fahne besitzt eine Länge von ca. 1.800 m (13).

Die Resultate von verschiedenen in den US-Bundesstaaten Kalifornien, Florida, Texas und Arizona durchgeführten Studien lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- MTBE-Fahnen sind ähnlich lang wie BTEX-Fahnen. Letztere erreichen nur selten Längen von über 75 m (14). Dies kann jedoch damit in Zusammenhang stehen, dass die CKW wesentlich länger verwendet werden als MTBE.
- MTBE-Fahnen sind überwiegend stabil und zeigen eine ähnliche Fahnenlänge wie BTEX-Fahnen (15). Fahnen mit Längen von über 150 m und MTBE-Konzentrationen von $>100 \mu\text{g/l}$ in den entfernteren Fahnenabschnitten sind sehr selten (16).
- Die Mittelwerte von MTBE-Fahnen liegen bei ca. 50 m und die Mehrzahl der MTBE-Fahnen weist einen regressiven Status auf (17). Die Fahnen unterschreiten die Länge von ca. 90 m.
- Es gibt jedoch auch Ausnahmen von den vor beschriebenen Fahnenlängen mit deutlich größeren Reichweiten. In 16 US-Bundesstaaten wurden MTBE-Fahnen mit Längen zwischen 330 und 1.600 m festgestellt (18).

Bei der Bewertung dieser Daten ist jedoch zu berücksichtigen, dass sie nicht ohne weiteres auf Mitteleuropa übertragen werden können. Beispielsweise wird die Ausbreitung von längeren MTBE-Fahnen in Florida durch klimatische Bedingungen (subtropisches Klima), flache Grundwasserspiegel, geringe Grundwassergradienten und hohe Raten der Grundwasserneubildung weitgehend limitiert.

Als Ergebnis der Literaturrecherche ist die längste bisher bekannte MTBE-Fahne Deutschlands die des Standortes LEUNA mit einer Länge von ca. 1.900 m (19). Bei den acht durch die Autoren derzeit in Be-

arbeitung befindlichen MTBE-Projekten beträgt die maximale Länge einer MTBE-Fahne 1.200 m. Da der mikrobielle Abbau von MTBE in den meisten Fällen nicht zu einer starken Verringerung der MTBE-Gehalte in der Kontaminationsfahne führt, ist es wahrscheinlich, dass bei entsprechenden Quellstärken und hohen Fließgeschwindigkeiten auch noch längere MTBE Fahnen entstehen können. Dabei ist zu beachten, dass die Fahnenlänge grundsätzlich stark davon abhängt, zu welchem Zeitpunkt die Detektion der MTBE-Fahne erfolgt. Je später die Fahne festgestellt wird, desto weiter hat sich die Fahne bei progressivem Status vom Schadenzentrum entfernt.

Neben der Ausbreitung von MTBE ist die Migration von TBA zu ermitteln. Felderfahrungen zeigen, dass nahe den Schadenherden kein oder ein nur unbedeutender Abbau von TBA erfolgt. Dies deutet darauf hin, dass TBA unter den hier vorliegenden reduzierenden Bedingungen weitgehend persistent ist. Nach Kolhatkar sind TBA-Kontaminationsfahnen in 75% aller Fälle kürzer als MTBE-Fahnen, was auf mikrobiellen Abbau in schadenferneren Gebieten unter aeroben Bedingungen schließen lässt (17). Unter Umständen kann es Überlagerungen von TBA-Abbau und TBA-Bildung geben. Derartige Interpretationen sind jedoch unter Vorbehalt zu sehen, da TBA früher auch Benzinem zugemischt wurde. Nach der derzeit gültigen Kraftstoffqualitätsrichtlinie 98/70/EG vom 13.10.1998 darf TBA bis zu 7 Gewichtsprozent in Benzinem enthalten sein.

5. Schlussfolgerungen

Zusammenfassend konnten über das Ausbreitungsverhalten folgende Unterschiede zwischen den CKW und MTBE herausgearbeitet werden:

- CKW sind DNAPL und können tief in den Aquifer eindringen.
- MTBE und TBA sind LNAPL und schwimmen nur bei sehr großen Austrittsmengen auf

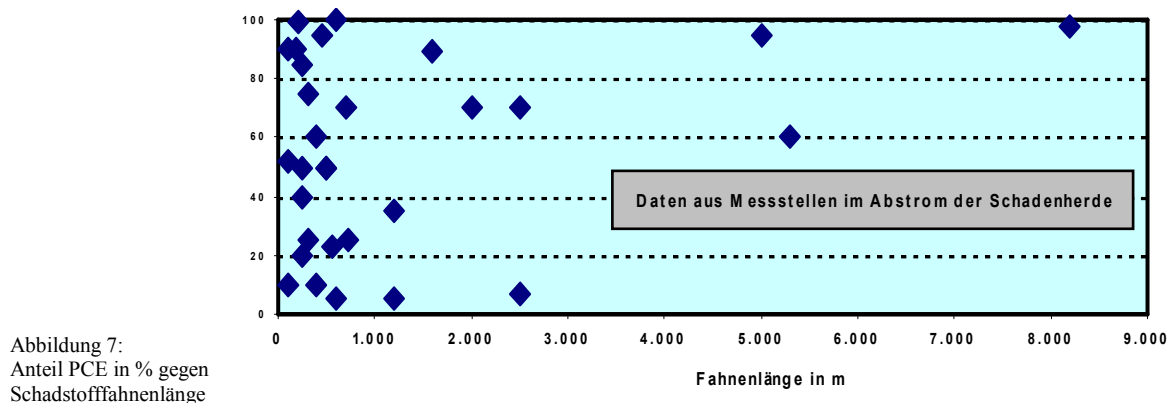


Abbildung 7:
Anteil PCE in % gegen
Schadstofffahnenlänge

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

- dem Grundwasser auf. Beide Stoffe dringen als eigenständige Phasen nicht tief in den Aquifer ein.
- MTBE und TBA sind um Größenordnungen wasserlöslicher als die CKW und bilden nur bei sehr großen Eintrittsmengen ins Grundwasser temporär eigenständige Phasen.
 - MTBE und TBA eilen den anderen Benzinhaltstoffen tracerartig voraus, beide werden kaum retardiert, sie haben ein sehr mobiles Verhalten im Grundwasser.
 - CKW sind immobil, die Retardierung beeinflusst das Ausbreitungsverhalten der verschiedenen CKW.
 - Die wichtigsten CKW - PCE und TCE - werden besser anaerob abgebaut, ab dem Metabolit cis-DCE ist der aerobe Abbau effektiver.
 - Falls überhaupt unter den jeweiligen Standortbedingungen möglich werden MTBE und TBA besser aerob als anaerob abgebaut.
 - Der CKW-Abbau endet häufig bei cis-DCE, ein MTBE-Abbau ist im Feld oft nicht feststellbar.
 - Es können Abbauprodukte akkumulieren, bei den CKW cis-DCE und VC, bei MTBE TBA.
 - MTBE und TBA breiten sich im Grundwasser ungehindert aus und werden in etwa genau so schnell transportiert wie das Grundwasser fließt.

Die Gemeinsamkeiten von MTBE und CKW belaufen sich auf:

- den eingeschränkten bis schlechten biologischen Abbau
- die Ausbildung längerer Kontaminationsfahnen

Damit wird die Ausbreitung der CKW durch insgesamt mehr Faktoren beeinflusst als dies bei MTBE der Fall ist. Zu diesen Parametern gehören die oft ausgeprägten Phasenkörper bis in größere Tiefen, die oft damit verbundene größere Quellstärke und Persistenz, die stärkere Adsorption und der verzögerte Stofftransport (stärkere Retardierung) sowie der oft stärkere biologische Abbau. Dagegen wird die MTBE-Ausbreitung nahezu ausschließlich durch biologischen Abbau und Verdünnungseffekte beeinflusst.

Als Folge der Phasenkörper-Existenz bis in größere Tiefen treten die CKW-Grundwasserwerte im Abstrom ebenfalls oft bis in größere Tiefen auf. Eine ausgeprägte stoffliche Zonierung in der Form, dass in der oberen Grundwasserzone höhere CKW-Werte auftreten, ist relativ selten. Im Gegensatz hierzu ist bei MTBE-Grundwasserkontaminationen bei mächtigeren Grundwasserleitern oft festzustellen, dass eine ausgeprägte Zonierung mit deutlich höheren MTBE-

Gehalten in der oberflächennahen Grundwasserzone vorliegt.

Bei der Auswertung eines umfangreichen Datenbestandes von ca. 750 CKW-Grundwasser-Kontaminationsfahnen wurde festgestellt, dass bei etwa 75 % aller betrachteten CKW-Grundwasserschäden grundsätzlich keine längeren CKW-Fahnen entstehen konnten (9). Die CKW-Quellen befanden sich bei diesen Fällen mehrheitlich auf Industriestandorten, die naturgemäß sehr häufig an oder in unmittelbarer Nähe von Flüssen liegen. In der Regel ist eine hydraulische Verbindung zwischen Fluss und Grundwasser gegeben und die Ausbildung von CKW-Fahnen ist in diesen Fällen nicht möglich. Im Hinblick auf potenzielle MTBE-Quellen dürfte der Anteil von Schadengebieten, die an Vorflutern liegen, weitaus geringer sein, da diese Lage für Tankstellen weit weniger von Bedeutung ist als für Industriebetriebe. Eine Folge hiervon ist, dass aufgrund der Lagebeziehungen eine vergleichsweise höhere Anzahl von längeren MTBE-Kontaminationsfahnen existieren könnte.

Wie erläutert wird der Transport von MTBE im Vergleich zu den CKW in wesentlich stärkerem Maße durch die Strömungsbedingungen selbst gesteuert. Das Tracerverhalten drückt sich vor allem dadurch aus, dass die Strömungsverhältnisse die MTBE-Migration maßgeblich bestimmen. Die Schlussfolgerung hieraus lautet, dass für die sachgerechte Bearbeitung von MTBE-Grundwasserschäden insbesondere die Strömungsbedingungen so genau wie möglich bekannt sein müssen. In diesem Kontext wird auf oft unterschätzte Vertikalströmungen innerhalb eines Aquifers oder zwischen Aquifersystemen hingewiesen. Beispielsweise können Kontaminationen durch „Fenster“ zwischen Aquifersystemen in tiefere Grundwassersysteme gelangen und sich dort weiter ausbreiten. In der Abbildung 8 wird veranschaulicht wie der MTBE-Transport den jeweiligen Strömungsverhältnissen folgt. Werden derartige Transportmechanismen bei der Bearbeitung nicht erkannt, so führt dies zu falschen Schlussfolgerungen über die „anscheinende“ Begrenzung von Kontaminationsfahnen im betrachteten Grundwasserleiter.

Als zusätzliche Erkenntnis aus Feldbeobachtungen ist abzuleiten, dass MTBE-Grundwasserfahnen bei variierenden Grundwasserfließrichtungen breiter sind als vergleichbare CKW-Fahnen. Die Erklärung hierfür besteht darin, dass MTBE-Fahnen durch die hohe Transportgeschwindigkeit von MTBE bei wechselnden Fließrichtungen schnell verbreitert werden. Was dann auf den ersten Blick wie eine stärkere laterale Dispersion erscheint, ist in Wirklichkeit eine Folge des longitudinalen MTBE-Transportes unter ver-

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

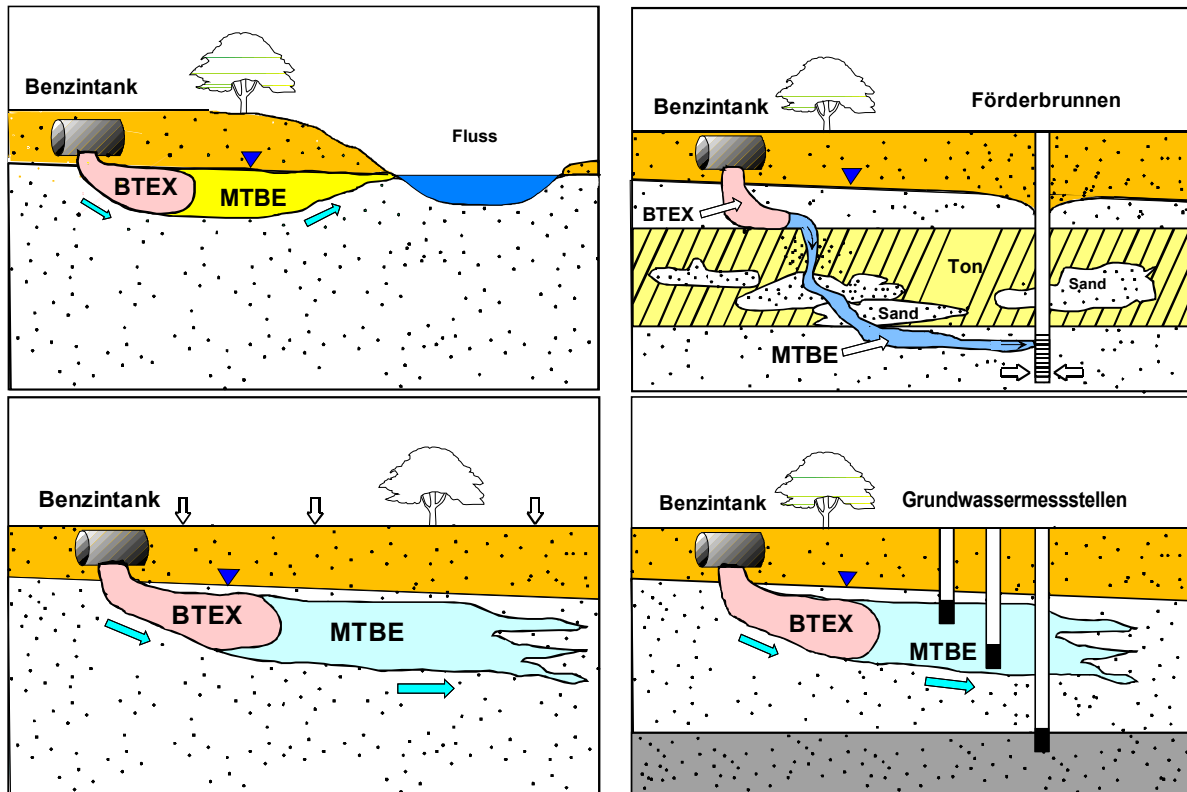


Abbildung 8a-d: Ausbreitung von MTBE bei verschiedenen Strömungsbedingungen des Grundwassers

schiedenen Strömungsbedingungen.

Unter Bezug auf die vorgestellten theoretischen Betrachtungen ist davon auszugehen, dass MTBE das Potenzial zur Ausbildung längerer Kontaminationsfahnen besitzt. Diese theoretische Erkenntnis steht bisher jedoch im Widerspruch zu den vorliegenden Daten, da die längsten bisher festgestellten MTBE-Fahnen mit maximal ca. 1.900 m deutlich kürzer sind als die längsten bisher festgestellten CKW-Fahnen mit Fahnenlängen von ca. 9.000 m. In diesem Zusammenhang ist es als erstaunlich zu bezeichnen, dass aus Nordamerika unter Berücksichtigung der sehr großen Zahl von MTBE-Grundwasserverunreinigungen die maximalen Fahnenlängen bei nur 1.800 m liegen. Im Vergleich hierzu sind den Autoren ca. 25 MTBE-Fahnen aus Deutschland bekannt, wobei die längste Fahne bereits eine Ausdehnung von ca. 1.900 m aufweist. Zusammenfassend indiziert insbesondere die Vielzahl der Feldbefunde aus den USA, dass MTBE-Fahnen in den meisten Fällen vergleichsweise kurz sind und die festgestellten Fahnenlängen häufig 50 - 400 m betragen. Bei diesen Fahnenlängen handelt es sich überwiegend um Grundwasserschäden, die von Tankstellen ausgehen. Tankstellenschäden sind mit Abstand die häufigste Ursache von MTBE-Grundwasserschäden.

So deuten die vorliegenden Ergebnisse darauf hin, dass MTBE in den meisten Fällen keine ausgeprägt langen Fahnen ausbildet, auch wenn dies in Einzelfällen gegeben sein kann. Dies legt den Schluss nahe, dass das **Migrationspotenzial von MTBE zwischen dem der BTEX und der CKW einzustufen ist**. Die vorliegenden Erkenntnisse über die Fahnenlängen von CKW, BTEX und MTBE sind in der Abbildung 9 grafisch veranschaulicht.

MTBE-Grundwasserschäden erreichen somit Fahnenlängen, die eher in die Kategorie der BTEX fallen als in die der CKW. Dabei dürften MTBE-Fahnen dennoch oftmals die Längen der BTEX-Fahnen überschreiten. Ein wesentlicher Grund für die im Vergleich zu den CKW geringeren Fahnenausdehnungen dürfte darin bestehen, dass MTBE-Fahnen aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit und dem damit verbundenen „schnellen Ausbluten der MTBE-Quellen“ vergleichsweise schnell in den stabilen bzw. regressiven Status der Fahnenentwicklung übergehen. Darüber hinaus gelangt MTBE bei Benzinschäden als untergeordneter Anteil von Benzin (überwiegend 1-3 Gew.-% in Normalbenzin bzw. Superbenzin), in vergleichsweise geringen Mengen in den Untergrund, so dass diese vergleichsweise geringen Mengen über längere Zeiträume keine großen Quellstärken besit-

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

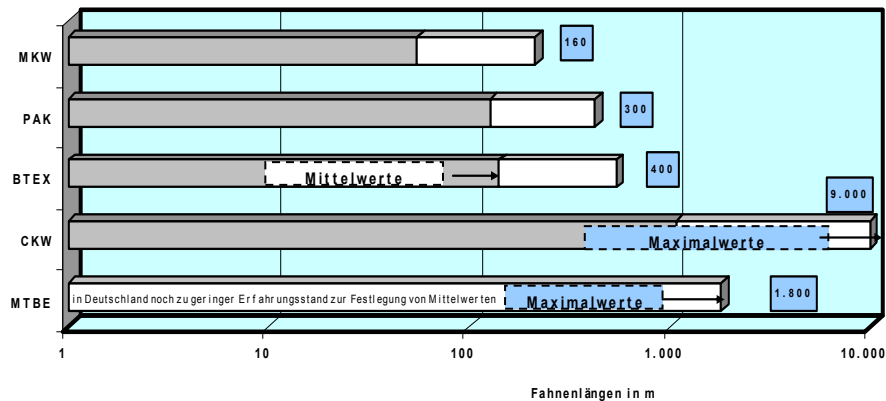


Abbildung 9:
Länge von Kontaminationsfähnen verschiedener Stoffgruppen
- Maximallängen und Mittelwerte -

zen. Nur beim Austritt sehr großer MTBE-Mengen ist unter bestimmten Rahmenbedingungen mit der Entwicklung längerer MTBE-Fahnen zu rechnen. Im Hinblick auf das Risiko Management der dennoch nicht auszuschließenden ausgedehnteren MTBE-Fahnen von über 1 km Länge liegt nahe, dass nur durch eine möglichst frühe Identifizierung dieser Fahnen in der Frühphase der Fahnenentwicklung weitläufige Grundwasserschäden verhindert und große Geldmittel zur Sanierung eingespart werden können. Dabei ist zu beachten, dass sich TBA unter bestimmten Bedingungen im Grundwasser anreichern kann und TBA wesentlich schwieriger aufzubereiten ist als MTBE. Zu den möglichen Sanierungsverfahren für MTBE und TBA wird auf die weiterführende Literatur verwiesen (20, 21). Im Jahre 2005 wurde in Deutschland die Substitution von MTBE durch den Ersatzstoff Ethyl-tert-Butyl-Ether (ETBE) eingeleitet, so dass MTBE ab dem Jahre 2007 kaum noch in deutschen Benzin enthalten sein dürfte. Über das Gefährdungspotenzial von ETBE liegen noch keinerlei Erfahrungen vor. Zwar wird ETBE seit mehreren Jahren in anderen europäischen Ländern eingesetzt, jedoch existieren noch keine umfassenden Kenntnisse über die ETBE-Ausbreitung im Grundwasser. Da die Eigenschaften von ETBE jedoch sehr ähnlich denen von MTBE sind ist sehr wahrscheinlich, dass sich das Ausbreitungsverhalten von ETBE nicht wesentlich vom MTBE-Transport unterscheiden wird.

Literatur

1. Stupp, H.D., Bakenhus, A., Stauffer, R. & Lorenz, (D.) 2005: Sanierungsoptimierung von CKW-Grundwasserschäden - Möglichkeiten zur Reduzierung der Sanierungskosten - altlasten spektrum, 06/2005.
2. Scholz- Muramatsu, H. & Fleming H.C. (1991): Unter welchen Milieubedingungen erfolgt ein Abbau leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe (LCKW)? Wasserkalender 1991, 25. Jahrgang, Hrsg.: R. Wagner, S. 135- 158
3. Könen, R. & Püttmann, W. (2006): Ersatz von MTBE durch ETBE als Oxygenat in Vergaserkraftstoffen: Ein Vorteil für das Grundwasser? Grundwasser, 4/2005, Seiten 227 - 236
4. Hernandez-Perez, G., Fayolle, F., Vandecasteele, J.-P. (2001): Biodegradation of ethyl t-buthyl ether (ETBE), methyl t-buthyl ether (MTBE) and t-amyl methyl ether (TAME) by gordonia terrae. - Appl. Microbiol. Biotechnol. 55: 117-121.
5. Francois, A., Mathis, H., Godefroy, D., Piveteau, P., Fayolle, F. (2002): Biodegradation of methyl tert-buthyl ether and other fuel oxygenates by a new strain mycobacterium austroafricanum IFP 2012. Appl. Environ. Microbiol. 68: 2754-2762.
6. Somsamak, P., Cowan, R.M, Häggblom, M.M. (2001): Anaerobic biotransformation of fuel oxygenates under sulfate-reducing conditions. FEMS Microbiol. Ecol. 37: 259-264.
7. Steffan, R.J., McClay, K., Vainberg, S., Condee, C.W., Zhang, D. (1997): Biodegradation of the gasoline oxygenates methyl tert-buthyl ether, ethyl tert-buthyl ether, and tert-amyl methyl ether by propane-oxidizing bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 63: 4216-4222.
8. Corcho, D., Watkinson, R.J., Lerner, D.N. (2000): Cometabolic degradation of MTBE by a cyclohexane-oxidising bacteria. Bioremediation and phytoremediation of chlorinated and recalcitrant compounds. Battelle: 183-189; Columbus, Ohio.
9. Stupp, D. & Paus, Hans-Leo (1999): Migrationsverhalten organischer Grundwasser-Inhaltsstoffe und Ansätze zur Beurteilung von MNA. Terra Tech, 5/1999, pp 32 - 37
10. Moyer, E.E & Kostecki, P.T. (Editors, 2004): MTBE Remediation Handbook Amherst Scientific Publishers, 150 Fearing Street, Massachusetts 011002
11. Wiedemeier, Todd, H, Hanadi, S, Newell, Chalres J. & Wilson, John T. (1999): Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface. John Wiley & Sons, Inc.
12. McNab, W. W., Rice, D. W., Bear, J., Ragaini, R., Tuckfield, C. & Oldenburg, C. (1999). Historical Case Analysis of Chlorinated Volatile Organic Compound Plumes. US-EPA, UCRL-AR-133361
13. Weaver J.W., Haas J.E., Sosik C.B. (1999): Characteristics of Gasoline Releases in the Water Table Aquifer of Long Island, Proceedings of 1999 Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water. API/NGWA, Houston, Texas
14. Happel, A.M., Beckenbach, E.H. et al. (1998): An evaluation

Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser

of MTBE impacts to California groundwater resources. Lawrence Livermore National Laboratory, University of California, pp. 1-68

15. Mace, R.E. (1998): Spatial and temporal variability of MTBE plumes in Texas American Petroleum Institute, pp. 1-44

16. State Investigation Reports on MTBE (2003): New England Interstate Water Pollution Control Commission (NEIWPCC)
<http://www.epa.gov/swerust1/mtbe/mtbestat.htm>

17. Integrated Science & Technology, 1349 Old Highway 41, Marietta, Georgia (1999): Comparative MtBE versus benzene plume behavior. BP Oil Company Florida Facilities, Technical report

18. Internet: <http://www.epa.gov/ahaazvuc/research/patcogue.html>.

19. Persönliche Mitteilung Dr. M. Martienssen, Projektleiterin des METLEN-Projektes am Standort Leuna, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

20. Stupp, H. D., Bakenhus, A., Stauffer, R. & Lorenz, D. (2005): Verfahren zur Reinigung von mit MTBE verunreinigtem Grundwasser unter Einbeziehung der Kosten zur Sanierung, Altlasten Spektrum 3/2005, pp. 134 - 148

21. Stupp, H. D., Bakenhus, A., Stauffer, R. & Lorenz, D. (2005): Grundwasserverunreinigungen durch tertiär-Buthyl-Alkohol (TBA) - Migrationsverhalten im Grundwasser und Verfahren zur Sanierung— Altlasten Spektrum 1/2005, pp. 13 - 19



Dr. Stupp Consulting GmbH
Grundwasser-Consulting und
Risiko-Services

Anschrift der Autoren:

Hans Dieter Stupp, Albrecht Bakenhus und
Ralph Stauffer:
Dr. Stupp Consulting GmbH
Hauptstraße 206
51465 Bergisch Gladbach

Tel.: 02202-2809-11
Fax.: 02202-2809-28
Email: info@dscweb.de
Homepage: www.dscweb.de
Domainpages: www.mtbe.de
www.altlastenrisiko.de
www.sanierungsverfahren.de

Dietmar Lorenz:
Hydroservices
Froschkönigweg 13
45665 Recklinghausen

Tel.: 02361-41974
Fax.: 02361-494175
Email: d.lorenz@hydroservices.de
Domainpages: www.grundwassersanierung.de

Ivonne Schwaar: Eberhard-Karls-Universität Tübingen
Zentrum für Angewandte Geowissenschaften (ZAG)
Sigwartstr. 10
72076 Tübingen

Tel: 07071-29-74692
Fax: 07071-5059
Email: ivonne.schwaar@gmx.de

Veröffentlicht in altlasten spektrum 5/2006