

Eine CKW-Grundwassersanierung – ein Fallbericht

Jürgen Abrecht¹

Zusammenfassung

Die meisten der in der Schweiz durchgeführten Grundwassersanierungen betreffen Verschmutzungen mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW). Die Erfahrungen aus den letzten 30 Jahren haben gezeigt, dass solche Sanierungen schwierig sind und häufig nicht zum angestrebten Ziel führen. Anhand eines Beispiels aus der Schweiz mit bisher positiven Ergebnissen werden wichtige Erkenntnisse der Untersuchungen und die vorgenommenen Sanierungsmassnahmen beschrieben. Die Verschmutzung betrifft einen Lockergesteinsgrundwasserleiter aus periglazialen kiesigen Schottern mit geringer Mächtigkeit, aber hoher Wichtigkeit als Trinkwasserspeicher. Die in grossen Mengen im Laufe von weniger als 20 Jahren in den Untergrund gelangten Lösungsmittel (v.a. Tetrachlorethen = PCE) durchsickerten als eigenständige Phase hoher Dichte (DNAPL) den Grundwasserleiter und reicherten sich auf der als Stauer wirkenden Felsoberfläche aus Molasse-Sandstein an. In einer ersten Sanierungsphase wurde zur vollständigen Dekontamination eines Schadstoffherdes der Kies bis auf die Felsoberfläche ausgehoben. Diese wurde von den verbleibenden DNAPL gereinigt. Der Aushub erfolgte in einer umspundeten Baugrube, was eine Grundwasserabsenkung erforderlich machte. Das abgepumpte Wasser wurde mittels Nassaktivkohlefilter und nachgeschalteter Stripp-Anlage gereinigt. Während dieser Arbeiten wurde ein zweiter Schadstoffherd entdeckt. Da hier ein Aushub nicht mehr möglich war, wurde als Sanierungsmassnahme die oxidative Zerstörung der CKW mittels der ISCO-Methode realisiert. Als Oxidationsmittel wird Na-Permanganat eingesetzt. Zu diesem Zweck wurden bestehende und zusätzlich erstellte Kleinfilterbrunnen als Injektions- und als Extraktionsbrunnen wechselseitig eingesetzt, um eine gute Ausbreitung des Oxidationsmittels zu erreichen. Die seit 6 Jahren laufende Sanierung hat zu einem massiven Rückgang der Belastung im Herd geführt. Es wurden bisher schätzungsweise gegen 2.5 t CKW zerstört. Im Abstrom des Standortes nahm die Belastung um etwa 50% ab.

Abstract

Most of the groundwater remediation projects in Switzerland concern pollutions with chlorinated hydrocarbons. Experiences from the last 30 years have shown the many difficulties for a successful remediation and failures are numerous. With an successful example from Switzerland important findings of the detailed investigations are reported and the remediation measures are described. The pollution concerns an important groundwater occurrence within periglacial gravels of moderate thickness. Large quantities of organic solvents (mainly tetrachloroethene = PCE) have penetrated the underground during less than 20 years. The PCE did percolate as non-aqueous dense liquid (DNAPL) across the saturated gravel and accumulated on top of the underlying tertiary sandstone serving as aquiclude.

During the first remediation phase an area with high PCE concentrations was completely cleaned up by excavation of the contaminated gravel and pumping out the water/PCE mixture from the rock surface. The excavation was carried out within a dig completely closed by sheet piling. This required an extensive lowering of the groundwater table and the clean up of large quantities of contaminated groundwater. Removing the PCE from the groundwater was performed by activated carbon filters and air stripping. During the first remediation works a second pollution source was detected. As an excavation could not be used here for the cleanup the in-situ chemical oxidation (ISCO) was applied to destroy the solvents in the underground. For this purpose existing monitoring wells were complemented by some additional wells and used for the remediation. The wells are used alternately for injection of sodium permanganate and extraction of groundwater. A circulation system was thereby installed. The remediation measures since beginning in 2007 have strongly reduced the PCE source. Approximately 2.5 tons of PCE have so far been destructed. The reduction of the pollution downstream of the site amounts to about 50%.

¹ GEOTEST AG, Birkenstrasse 15, 3052 Zollikofen

1 Einführung

Kommt es in der Schweiz zu Grundwassersanierungen, liegt der Grund in den weitaus meisten Fällen bei chlorierten Lösungsmitteln. Der Einsatz von chlorierten Lösungsmitteln nahm in der Schweiz wie auch im übrigen Europa vor allem nach dem 2. Weltkrieg einen starken Aufschwung, weil deren Eigenschaften als fettlösende Flüssigkeiten in zahlreichen Branchen zunehmend geschätzt wurden. So vor allem in der Metallindustrie, der Uhrenindustrie und Galvanik zur Entfettung von Maschinen und Werkstücken und in chemischen Reinigungen zur Textilreinigung. Geschätzte Eigenschaften waren ihre hohe Verdunstungsrate, aber auch ihre – im Vergleich zu den bisher v. a. benutzten Reinbenzinen – geringe Feuergefährlichkeit. Diese und die lange Zeit vorliegende Unkenntnis ihrer umweltgefährdenden Eigenschaften führten oft zu einem bedenkenlosen und unachtsamen Einsatz dieser Stoffe. Das in der Schweiz am häufigsten eingesetzte Mittel war Tetrachlorethen oder Perchlorethen (= PCE, C_2Cl_4), umgangssprachlich meist «PER» genannt. Diese Flüssigkeit wurde auch in der Schlachtabfallverarbeitung zur Fettlösung der angelieferten tierischen Abfälle in grossen Mengen eingesetzt. So auch in einem der grössten Schweizer Betriebe, wo «PER» zwischen 1964 und 1983 in mittleren jährlichen Mengen von rund 250 Tonnen eingesetzt wurde. Aus zwei PCE-Tanks von je 30 m³ Inhalt wurde das Lösungsmittel in die sogenannten Extraktoren geleitet. Dort fielen dann erhebliche Mengen eines Gemischs aus PCE, Wasser und Schmutz (Staub, Fleisch) an, das zwecks Rückgewinnung des PCE in Abscheiderbecken geleitet wurde. Deren Unterkante reichte bis ca. einen halben Meter unter den Grundwasserspiegel. An der Sohle des Betonbeckens reicherte sich das spezifisch schwere PCE (spez. Gewicht ρ : 1.62 g/cm³) an und wurde dann wieder in die Tanks zurückgepumpt. Es darf davon ausgegangen werden, dass das sehr mobile PCE in erheb-

lichen Mengen durch die Betonwandung direkt ins Grundwasser gelangte. Aus Unachtsamkeit kam es verschiedentlich auch zu Ableitungen des PCE in Abwasserleitungen, von wo es ebenfalls ins Grundwasser gelangen konnte. Als wichtigste Ursache der anfangs der 90er Jahre entdeckten Grundwasserverschmutzung ist aber das Versickern des PCE durch die Betonwände der Abscheiderbecken zu werten.

2 Hydrogeologische Situation

Der Standort befindet sich am Rand eines grossen Lockergesteins-Grundwasservorkommens, welches an mehreren Orten in öffentlichen Pumpstationen genutzt wird. Westlich und östlich des Standortes fließen im Abstand von ca. 200 m die Alte Aare bzw. von etwa 120 m der Lyssbach vorbei, die sich ungefähr 500 m abstromwärts vereinigen.

Das Gelände gehört zum Gewässerschutzbereich A_{II}. Rund 200 m nördlich und abstromwärts beginnt die Schutzzone S3 zweier öffentlicher Fassungen mit einer konzessionierten Entnahmemenge von je 12'000 l/min. Die den Seelandtrog auffüllenden quartären Lockergesteine keilen seitwärts aus und machen dem gegen Osten ansteigenden Molassefels Platz. Dementsprechend sind hier die über dem Fels liegenden postglazialen Aareschotter, glazialen und lakustrinen Sedimente und damit auch der Grundwasserleiter von eher geringer Mächtigkeit.

Die aus groben sandigen Kiesen bestehenden Aareschotter bilden den Hauptgrundwasserleiter. Ihre Untergrenze wird am Standort durch eine unterschiedlich mächtige Abfolge feinkörniger siltig-sandiger bis toniger Seebodensedimente oder aber direkt durch die Felsoberfläche gebildet, welche beide als Stauer wirken. Die Stauer oberfläche liegt bei 6–12 m unter Terrain (entsprechend Kote ca. 422–428 m ü. M.).

Über dem Schotter liegt oft eine lediglich bis ca. 0,8 m mächtige siltig-sandige Deckschicht.

In allen Sondierbohrungen im Umfeld des Betriebsgebäudes und im nahen Abstrom wurde der Stauer in Form des Molassesandsteins angetroffen. Die Tiefe lag jeweils um 6 m unter Terrain (u. T.), d. h. unterhalb etwa der Kote 429 m ü. M. Er kann aber bis 3 m u. T. ansteigen. Weiter östlich, wo der Lyssbach die Schotter quert, liegt der Fels auf rund 4 m u. T.

Die Staueroberfläche weist ein ausgeprägtes Relief mit kleinräumig wechselnden rippenartigen Erhebungen und Becken und Rinnen auf. Im Bereich des Betriebsgebäudes besteht eine derartige, mit Schotter und darunter liegenden lakustrinen Sedimenten gefüllte Felssrinne, welche den Strömungsverlauf lokal vermutlich etwas beeinflusst.

Die Grundwassersituation im Bereich des Schadstoffherdes kann heute folgendermassen charakterisiert werden:

Der Grundwasserspiegel liegt im Allgemeinen ca. 2–3 m u. T. (Kote: ca. 434–435 m ü. M.); sein Schwankungsbereich beträgt rund 1 m. Die Mächtigkeit des grundwassererfüllten Teils der Schotter im Bereich des Schadenherdes beträgt schätzungsweise zwischen 3 (Nordecke) und 5 m, lokal eventuell auch mehr (Rinne unter Betriebsgebäude?).

Sowohl der Wasserspiegel der Alten Aare (ca. 200 m westlich) als auch des Lyssbaches (ca. 120 m östlich) liegen höher als der Grundwasserspiegel. Wegen der damit herrschenden Infiltrationsverhältnisse können die beiden Oberflächengewässer somit nicht als Vorfluter wirken.

Es können folgende Strömungsverhältnisse abgeleitet werden:

Im Standortareal verläuft die Grundwasserfliessrichtung etwa von Südwest–Nordost und dreht dann in einem geschwungenen Bogen Richtung Zusammenfluss Alte Aare – Lyssbach nach Süd–Nord. Beobachtungen deuten darauf hin, dass auf der Abströmsei-

te des Betriebsgebäudes im Bereich des Schadenherdes abweichende Strömungsrichtungen vorliegen, die sowohl auf das teilweise ins Grundwasser reichende Gebäude als auch auf das Stauerrelief zurückzuführen sind. Das Fliessgefälle zwischen dem Standort und der Flussgabelung liegt bei etwa 0,4%.

Der Grundwasserstauer wird im Abstrombereich vorwiegend durch wenig durchlässigen Sandstein und/oder bunte Mergel oder aber – v. a. in Rinnen – durch feinkörnige Sedimente (Moräne?, Rückstausedimente) gebildet. Das Profil in Fig. 19 zeigt die mutmasslichen Verhältnisse im Umfeld des Schadenherdes.

Die hydraulische Durchlässigkeit der Aareschotter bewegt sich in einer Spanne von etwa $1 \cdot 10^{-3}$ bis $7 \cdot 10^{-3}$ m/s. Wir konnten mittels eines Pumpversuchs einen Durchlässigkeitsbeiwert k_f ermitteln, der je nach angewandter Berechnungsmethode zwischen $4,4 \cdot 10^{-3}$ und $6 \cdot 10^{-3}$ m/s («stark durchlässig» nach DIN 18130) liegt. Die gleichzeitig ermittelte effektive Porosität beträgt 25–28%.

Die aus den obigen Daten berechnete Fliessgeschwindigkeit (d. h. die Abstandsgeschwindigkeit) beträgt rund 3 m/Tag. Tracerversuche und Beobachtungen in Sanierungspegeln (Kap. 7) haben lokal Abstandsgeschwindigkeiten von bis 8 m pro Tag ergeben.

3 Untersuchungen und Sanierungsmassnahmen

3.1 Altlasten-Voruntersuchung

Die Untersuchung des Standortes lief in den ersten 3 Jahren nach dem durch die Altlastenverordnung (AltIV) vorgegebenen Verfahren. Bereits im Rahmen der historischen Untersuchung wurden Bodenluftmessungen durchgeführt, die stellenweise, vor allem vor dem Betriebsgebäude, eine erhebliche Belastung durch flüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) ergab. Der Anteil

des PCE betrug > 99%. Das neben PCE, Trichlorethen (TCE) und cis-1,2-Dichlorethen (cisDCE) ebenfalls in signifikanten Gehalten vorhandene 1,2,2-Trichlortrifluorethan (R113) konnte auf eine externe Quelle zurückgeführt werden. Für die technische Untersuchung wurden vorerst drei Grundwassermessstellen errichtet: im Zustrom, im Bereich der stärksten Porenluftbelastung und im Abstrom des Areals. Zusätzlich wurden zur Klärung der hydraulischen Verhältnisse im Betriebsareal und in dessen weiteren Abstrom 14 Rammpezometer ($\varnothing \frac{3}{4}$ ") gesetzt, die auch beprobt wurden. Erhöhte Gehalte an LHKW, vor allem PCE, wurden in der Abstrommessstelle und in mehreren der Rammpezometer nachgewiesen, nicht aber in der Messstelle im aufgrund der Porenluftgehalte mutmasslichen Herdbereich. Der Standort musste aber bereits als sanierungsbedürftiger Standort klassiert werden, was eine Detailuntersuchung erforderlich machte.

3.2 Altlasten-Detailuntersuchung

Im Rahmen der in 2 Phasen durchgeführten Detailuntersuchung wurden weitere 9 Kleinfilterbrunnen als Grundwasser(GW)-Messstellen errichtet. Die darin gemessene LHKW-Belastung zeigte einen Schadenherd ausserhalb der NE-Ecke (PCE-Gehalte bis > 1'000 $\mu\text{g/l}$). Die weiteren Untersuchungen konzentrierten sich infolgedessen auf diesen Bereich und in der Folge wurde eine erste Sanierungsmassnahme in Angriff genommen.

3.3 Sanierungsphasen

Nach Prüfung verschiedener Sanierungsmethoden wie hydraulisch-pneumatische (Pump&Treat, air sparging), thermische und elektrische Verfahren einigten sich Bauherrschaft, kantonale Behörde und Berater auf eine Dekontamination mittels Auskoffern. Vor Beginn der Arbeiten wurde ein 2-monatiger Pumpversuch mit Einsatz einer Strip-Anlage durchgeführt. Er lieferte Hinweise

auf die Zone der höchsten Belastung und die vertikale Schadstoffverteilung, zeigte aber auch die geringe Effizienz von Pump&Treat-Massnahmen bei Vorhandensein von PCE in Phase.

Die Arbeiten erfolgten zwischen August 2003 und Juni 2004 und sind in Kap. 6 näher beschrieben. Nachdem im Rahmen dieser Sanierungsmassnahmen klare Hinweise auf einen zweiten Schadenherd aufgetaucht waren, wurden bereits während der Dekontaminationsarbeiten weitere Untersuchungen in Form von 5 zusätzlichen GW-Messstellen ausgeführt. Behindert waren diese Untersuchungen durch technische Betriebsinstallationen, die keine vollständige Abdeckung des mutmasslich stärksten belasteten Bereichs durch GW-Messstellen erlaubten. Die neuen Messstellen ermöglichten aber die Eingrenzung des zweiten, ausgedehnteren Schadenherdes direkt vor dem Betriebsgebäude. Die hier entdeckte Kontamination hatte sich vom Absetzbecken ausgehend in einem Bogen gegen Osten ausgebreitet (Kap. 5), wobei wegen der erwähnten technischen Installation Unsicherheiten zur effektiven Ausdehnung der hoch belasteten Zone bestehen blieben.

Im Hinblick auf die erforderliche Sanierung wurde wiederum eine Evaluation von Sanierungsmöglichkeiten vorgenommen. Es wurden sowohl in-situ Methoden als auch Fahnsanierungen in Betracht gezogen. Nach eingehender Prüfung der Möglichkeiten unter Einbezug der Bauherrschaft wurde eine in-situ-Sanierung mittels der «in-situ chemical oxidation» (ISCO) als am besten geeignet befunden. Ausschlaggebend waren folgende Gründe:

1. Die Sanierung sollte nachhaltig sein und zu einem Abbau des Schadstoffpotenzials führen. Damit fiel z. B. die Fahnsanierung mittels einer permeablen reaktiven Wand ausser Betracht (hier wurde die Unsicherheit hinsichtlich Langzeitwirkung zusätzlich als sehr negativ gewertet; gewisse Laboruntersuchungen zur Prü-

fung der grundsätzlichen Machbarkeit wurden aber durchgeführt).

2. Die Massnahmen sollten den Betrieb nicht stören (der Zugang zum Betriebsgebäude musste permanent gewährleistet sein).
3. Die Stabilität des Betriebsgebäudes sollte nicht beeinträchtigt werden. Wegen dieser und der unter 2. aufgeführten Bedingung kam auch die bereits erfolgreich angewandte Total-Dekontamination mittels Auskoffern nicht mehr in Frage.

Vor Beginn der eigentlichen Sanierungsarbeiten wurde ein Pilotversuch durchgeführt, der die Wirksamkeit der geplanten Massnahmen belegen sollte und von dem man hinsichtlich Vorgehensoptimierung weitere Erkenntnisse erhoffte. Der Versuch wurde unter der Leitung von Prof. D. Hunkeler vom Centre d'Hydrogéologie et de Géothermie (CHYN) der Universität Neuenburg durchgeführt.

In Anbetracht der durchwegs ermutigenden Daten wurde das vorgesehene Konzept direkt anschliessend umgesetzt und die eigentliche Sanierung begonnen. Diese ist im Detail in Kap. 7 beschrieben.

4 Die Schadstoffe

Im Schadenherd stellt PCE die vorherrschende Substanz dar. Sie macht in der Regel > 99% der gelösten Schadstoffe aus; das PCE liegt auch auf der Staueroberfläche mit einem Anteil von > 99% in Phase vor. Generell ist der bakterielle Abbau des PCE sehr untergeordnet. Dies zeigt sich sowohl in den Analysen, als auch in den Ergebnissen der Einzelstoffisotopenmessungen in einer EAWAG-Studie (Amaral 2008). Die ¹³C-Isotopen-Messungen belegten, dass keine Abbaureaktionen stattfinden. In einzelnen später erstellten Grundwassermessstellen im Herdbereich wurden allerdings lokal zeitweise stark erhöhte Gehalte an TCE, cisDCE und Vinylchlorid (VC) gemessen, die zweifelsoh-

ne als Abbauprodukte des PCE zu deuten sind.

5 Die Schadstoffausbreitung

Die heute vorliegenden Kenntnisse über die Schadstoffausbreitung und -verteilung waren nicht von Anbeginn vorhanden, sondern wurden im Laufe der sich über mehrere Jahre erstreckenden Untersuchungen und Sanierungsmassnahmen erworben. Für die Schadstoffausbreitung spielten bzw. spielen verschiedene Faktoren eine wesentliche Rolle:

- der gut durchlässige Schotter,
- das Relief der Staueroberfläche,
- die kleinräumig sehr unregelmässig ausgebildete Oberfläche des Molassesandsteins mit zahllosen Vertiefungen, die wir als Kolklöcher deuten (Fig. 1),
- die grossen Mengen an PCE-Phase (= DNAPL: «dense non-aqueous phase liquids»), die direkt ins Grundwasser gelangen konnten,
- die physikalischen Eigenschaften der DNAPL (v. a. hohe Dichte, geringe Wasserlöslichkeit).

Die Kombination dieser sowie wohl noch zusätzlicher Faktoren hat zum heute bekannten komplexen Verteilungsbild des Schadstoffs geführt. Das spezifische schwere PCE sinkt im Grundwasserleiter in Form von Tröpfchen ab, wobei lokale Heterogenitäten im ansonsten recht einförmigen Schotter vermutlich nicht ein gleichförmiges, sondern eher fingerförmiges Absinken zur Folge hatten. Infolge der grossen, über rund 20 Jahre versickerten Mengen wurde das Rückhaltevermögen bzw. die Grenze der Residualsättigung des PCE im gesättigten Kies überschritten und die PCE-Phase (DNAPL) sank bis auf die geringdurchlässige Sandsteinoberfläche ab. Gemäss dem Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg (1985) dürfte die Residualsättigung im gut durchlässigen Kies etwa zwischen 10 und 20 l/m³ liegen.

Das Lösungsmittel verdrängte das Wasser aus den Poren und reichert sich in den Kolklöchern unter Bildung kleiner «Pools» an. Das Stauerrelief mit geringen, aber signifikanten Gefällen ermöglichte eine gravitative Ausbreitung des PCE entsprechend dem Oberflächenverlauf. Dieser Effekt – neben der Verfrachtung über Abwasserleitungen – führte zu einer unregelmässigen räumlichen Schadstoffausbreitung bis gegen 30 m von der ursprünglichen punktförmigen Quelle entfernt. PCE liegt in diesen Kolklöchern in Form kleiner öliger Tröpfchen vor.

Nachdem PCE nicht mehr eingesetzt wurde und der Nachschub ins Grundwasser aufhörte, ging das im Kies vorhandene PCE sukzessive in Lösung und wurde wegtransportiert. Nur das bis an die Leiterbasis abgesunkene PCE in Phase blieb bis heute in grossen Mengen liegen. Die Reduktion infolge In-Lösung-gehen ist sehr langsam, da der Vorgang diffusiv ist und nur am Kontakt zwischen DNAPL und vorbeiströmendem Grundwasser stattfindet. Diese Kontaktfläche ist beschränkt, da die DNAPL in den Kolklöchern «geschützt» ist und das Grundwasser darüber hinwegströmt. Dies führte zu einem ausgeprägten vertikalen Konzentrationsgefälle im Grundwasser-Leiter mit

sehr hohen Konzentrationen an der Basis, die gegen oben abrupt abnehmen. Anhand von Multi level-Messungen in einer Messstelle im Herdbereich ist dies in Fig. 2 illustriert. In Fig. 3 ist das Ausbreitungsverhalten basierend auf den Erkenntnissen aus den detaillierten Untersuchungen und später auch aus dem Monitoring während der ersten Sanierungsphase als konzeptuelles Modell grafisch dargestellt.

Eine Schätzung der Menge des versickerten PCE ist sehr schwierig und mit grossen Unsicherheiten behaftet. Es wurden verschiedene mittels unterschiedlicher Methoden erarbeitete Abschätzungen vorgenommen. Die geschätzten Zahlen lagen zwischen 300 und 3'600 kg.

Für die Planung der Sanierungsmassnahmen war die Kenntnis der Schadstoffverteilung sowohl lateral als auch vertikal von grosser Bedeutung. Das oben vorgestellte konzeptuelle Modell stellt die Grundlage der getroffenen Massnahmen dar und liegt der Interpretation der zahlreichen Messdaten zugrunde. Hierbei ist die Kenntnis der physiko-chemischen Eigenschaften des PCE und dessen Verhalten in der ungesättigten Zone von grosser Bedeutung.



Fig. 1: Sandsteinoberfläche mit Kolklöchern.

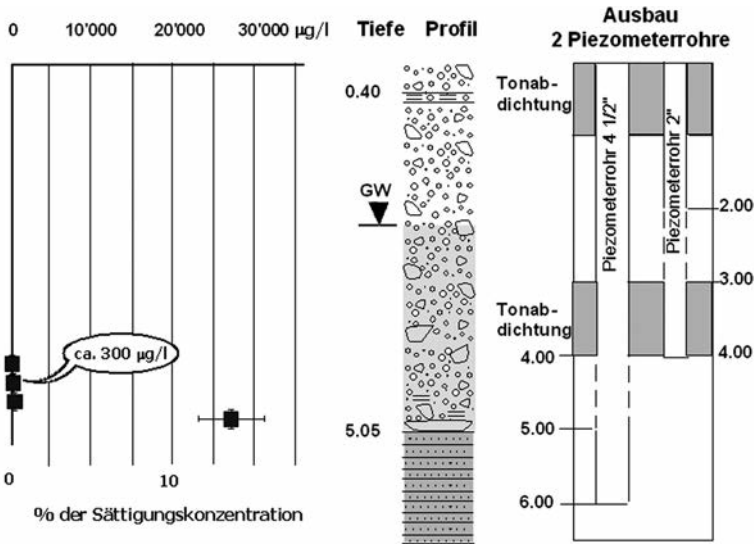
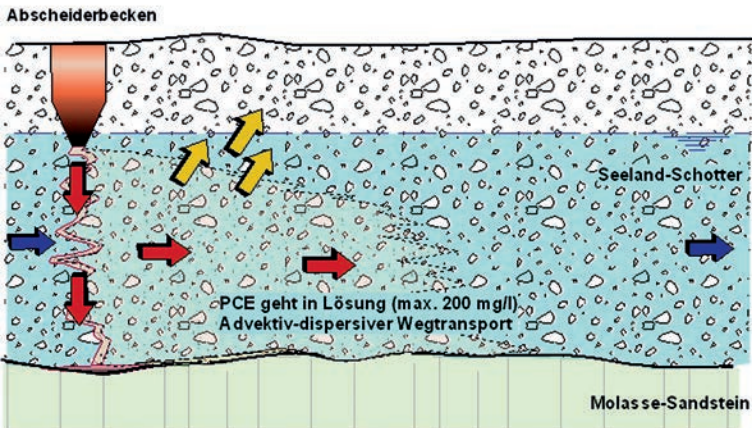


Fig. 2: Lithologischer Aufbau und PCE-Gehalte im Herdbereich.

A. Während Freisetzung des Lösungsmittel (1964-83)



B. Situation heute (2014)

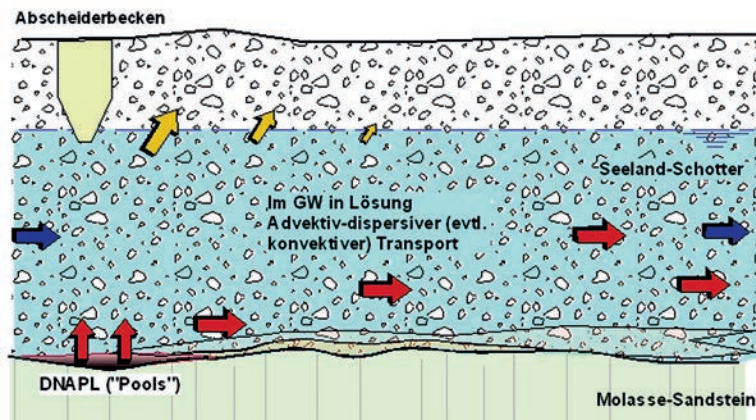


Fig. 3: Konzeptuelles Freisetzungs- und Ausbreitungsmodell der CKW.

Die hinsichtlich der vorgesehenen Massnahmen wesentlichen Standorteigenheiten waren bzw. sind somit:

- Das PCE liegt heute im Herdbereich im Wesentlichen in Phase an der Basis des Grundwasserleiters vor.
- Eine hohe Grundwasserbelastung liegt im Herdbereich nur an der Basis des Grundwasserleiters vor.
- Die PCE-Phase ist in den Kolklöchern auf der Sandsteinoberfläche in Form kleiner Tröpfchen angereichert.

Infolge dieser Konstellation und der geringen Löslichkeit geht pro Zeiteinheit nur ein geringer Anteil des Schadstoffreservoirs in Lösung und migriert als Fracht aus dem Standort weg. Rechnerische Abschätzungen zeigen, dass ohne Massnahmen das PCE-Reservoir durch In-Lösung-gehen erst nach Jahrhunderten erschöpft wäre.

5.1 Die Schadstofffahne

Die Kenntnisse über die Länge und Breite der Schadstofffahne weisen Lücken auf. Aus zahlreichen zu unterschiedlichen Zeiten installierten, meist kleinformatigen gerammten Piezometern stammende Konzentrationsangaben belegen, dass die Länge mit Sicherheit mindestens 600 m beträgt, die Kontamination also über den Zusammenfluss von Alter Aare und Lyssbach hinaus reicht. Erwartungsgemäss ist mit zunehmender Distanz zum Herd eine Abnahme der Konzentration infolge Längs- und Querdispersion zu beobachten.

Während im Herdbereich vor der Sanierung im Grundwasser Höchstbelastungen von über 10'000 µg/l gemessen wurden, lagen die Gehalte ca. 25 m abstromwärts bei 500 µg/l, ca. 100 m abstromwärts bei 100 µg/l und ca. 250 m abstromwärts noch bei 25 µg/l.

Über den weiteren Verlauf der Fahne existieren keine Daten. Insbesondere ist nicht gesichert, ob die auf der linken Seite der Alten Aare in den dortigen Messstellen und den beiden Fassungen auftretenden sehr geringen PCE-Gehalte auf die Schadstofffahne zurückzuführen sind (Kap. 8).

6 Sanierungsphase 1: Auskoffern

Um an die sich an der Leiterbasis befindlichen PCE-Pools zu gelangen, wurde eine Baugrube mit einem dichten Baugrubenabschluss erstellt. Dies erforderte eine Wasserhaltung innerhalb der Baugrube. Im Projekt wurde angenommen, dass nur eine beschränkte Menge, jedoch hoch kontaminierten Wassers anfallen würde (geschätzt: mindestens etwa 100 m³).

Nach der Erstellung der Larssen-Spundwand begann der Aushub bis auf Grundwasserniveau und danach das Abpumpen des kontaminierten Wassers und nach beginnender Absenkung auch der Aushub des ursprünglich wassergesättigten Schotters. Darin wurde(n) ein, zeitweise zwei Pumpensümpfe erstellt und parallel zum Aushubfortschritt jeweils tiefer gesetzt. Das abgepumpte Wasser wurde in einer Nass-Aktivkohle-Filteranlage gereinigt und wieder versickert. Wegen der undichten Larssen fiel jedoch bedeutend mehr Wasser an als vorgesehen. Nach Erreichen der Felsoberfläche zeigte sich, dass mehrere Larssen wegen grosser Steine nicht in die Sandsteinoberfläche eingerammt waren und an mehreren Stellen massiv Wasser in die Grube gelangte. Dies führte zweimal zu einem Fluten der Baugrube. Zur Abdichtung der Lecks musste u. a. ein Taucher eingesetzt werden.

Die obersten, nicht belasteten Schichten bis ca. 2 m wurden nach organoleptischer Überprüfung einer Wiederverwendung zugeführt. Die unteren Schichten wurden auf Geruch überprüft. Zusätzlich wurden einige Kontrollanalysen angefertigt. Die organoleptische und analytische Überprüfung des Materials aus der gesättigten Zone zeigte, dass nur die untersten ca. 30 cm eine signifikante CKW-Belastung aufwiesen, die eine spezielle Entsorgung erforderte. Da beim Aushub eine Durchmischung von belastetem und unbelastetem Material nicht ganz zu vermeiden war, wurde sämtliches Material aus den untersten ca. 0.6–1 m in eine Bodenwaschanlage zur Reinigung geliefert. Dass in der

Baugrube der Sandsteinfels mit Ausnahme des Standortes der ehemaligen Bohrung Kb 00/2 (= tiefster Punkt) nirgends erkennbar mit CKW kontaminiert war, hatte sich schon bei den 4 vorgängig ausgeführten Kernbohrungen in der Baugrubensohle (bis max. 1 m Tiefe) gezeigt.

Insgesamt wurden 160 t CKW-belastetes Material abgegeben.

Nach erfolgtem Aushub wurde die Grubensohle mit einem Hochdruck-Wasserstrahl vollständig gereinigt, so dass keine Feinanteile und auch keine CKW mehr vorhanden waren. Der gesamte Bereich der Baugrube war damit dekontaminiert.

Es war vorgesehen, dass nach abgeschlossener Sanierung die Baugrube mit sauberem Kiessand wieder verfüllt und die Umgebung wieder in den heutigen Zustand zurückgeführt werden sollte. Da der Betrieb jedoch zu dieser Zeit die Erstellung eines Stapelbeckens zur Zwischenlagerung von Betriebsabwässern plante, konnte nach einer zusätzlichen teilweisen Vertiefung der Baugrube in dieser das Stapelbecken von 750 m³ Inhalt

erstellt werden. Damit erübrigte sich die Wiederauffüllung.

Das auf der W-Seite in die Baugrube eindringende Wasser war wider Erwarten stark mit PCE belastet. Daher wurde auf dieser Seite von der Baugrube aus eine Horizontalbohrung gegen Westen erstellt. Die Beprobung zeigte stark kontaminiertes Wasser, dessen Herkunft unklar war. Die Analyse des Wassers aus den Messstellen Kb 99/2 und Kb 00/1 zeigte gegenüber den vor Sanierungsbeginn durchgeführten Messungen nun stark erhöhte PCE-Gehalte. Es musste der Schluss gezogen werden, dass vor dem Betriebsgebäude bzw. vor dem Absetzbecken noch ein weiterer Schadstoffherd liegen musste. Es wurden deshalb in diesem Bereich weitere 4 Bohrungen erstellt und zu GW-Messstellen ausgebaut (Kb 04/1 – Kb 04/4).

Die Auswertung der GW-Spiegelmessungen zeigte, dass infolge der Wasserhaltung auch ausserhalb der Baugrube eine erhebliche Absenkung des GW-Spiegels vorlag und sich eine Strömungsrichtung lokal gegen die Baugrube hin eingestellt hatte. Als Folge des sich bildenden Absenktrichters um die Bau-

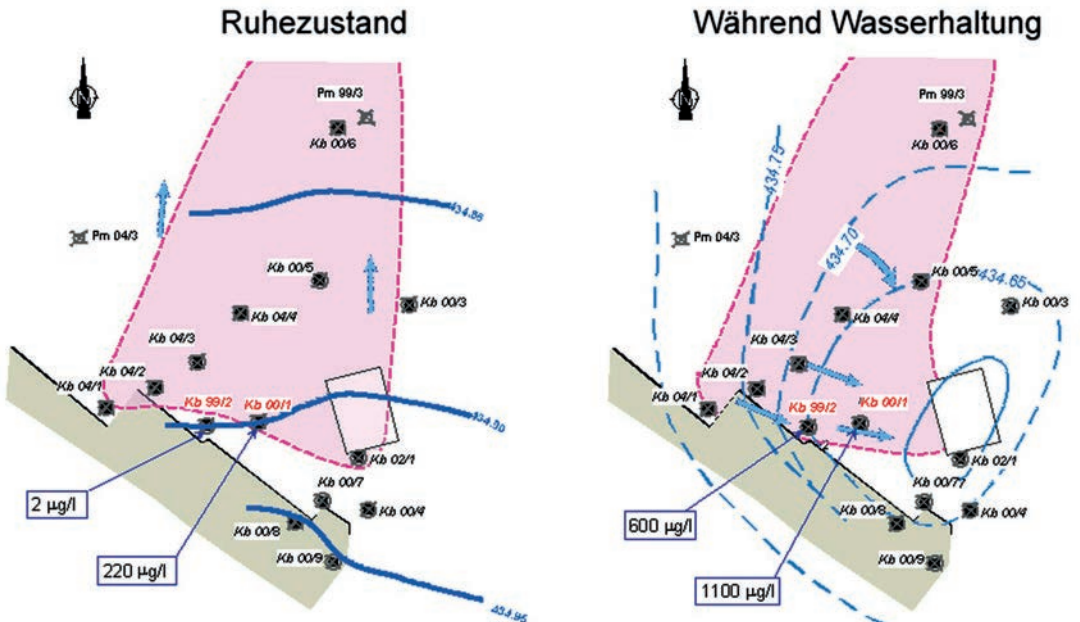


Fig. 4: Hydraulische Verhältnisse im Ruhezustand und während der GW-Absenkung.

grube wurde kontaminiertes Wasser aus dem Herdbereich (bei Kb 04/1) in Richtung Baugrube verfrachtet, wodurch in Kb 99/2 und Kb 00/1 der PCE-Gehalt massiv anstieg. Diese Sachlage ist in Fig. 4 im Vergleich zum Ruhezustand dargestellt.

Aus der Horizontalbohrung, die bis zum Pegel Kb 00/1 reichte und über die letzten 4 m verfiltert ist, wurde in der Folge als unterstützende Pump&Treat-Massnahme Wasser abgepumpt. Da die für die Dimensionierung der Nass-Aktivkohlefilter-Anlage (NAFA) angenommene Fördermenge von 60 m³/h zunehmend überschritten wurde, musste die Anlage umgebaut und zudem mit einer Stripp-Anlage ergänzt werden. Als Problem erwies sich vor allem der Schwebstoffanteil im geförderten Baugrubenwasser, welcher die Rückhaltefähigkeit der NAFA erheblich verminderte. Nach Durchlaufen der Strippanlage erfüllte das Wasser die für eine Wiederversickerung behördlich vorgeschriebene maximale Belastung von 10 µg/l. Nach der Reinigung konnte somit das Wasser in einer eigens erstellten Versickerungsgrube wieder versickert werden.

In Fig. 5 sind die CKW-Konzentrationen des der Reinigungsanlage zugeführten Wassers, dessen Menge und die damit ausgetragene CKW-Fracht für die eigentliche Sanierungsphase zwischen Ende Oktober 2003 und Juni 2004 dargestellt. Der starke Anstieg im

Dezember 2003 ist auf das Freilegen der Baugrubensohle und die damit verbundene Freisetzung von DNAPL zurückzuführen.

Insgesamt wurden während der GW-Absenkung rund 120'000 m³ Wasser abgepumpt und gereinigt. Eine Angabe der zwischen Oktober 2003 und November 2004 aus dem Untergrund entfernten CKW-Menge ist sehr schwierig, da neben dem mittels Pump&Treat entfernten Anteil zusätzlich CKW mit dem ausgehobenen Schotter entfernt wurden. Eine Schätzung ergab eine minimale Menge von ca. 100 kg. Zudem verdunstete eine unbekannte Menge. In Anbetracht der grossen Menge gereinigten Wassers ist dies eine kleine Menge und belegt die mangelhafte Effizienz von Pump&Treat-Massnahmen.

7 Sanierungsphase 2: In Situ Chemical Oxidation (ISCO)

7.1 Methode und Vorgehensweise

Die nach eingehender Abklärung gewählte Methode des oxidativen Abbaus der CKW mit Na-Permanganat als Oxidationsmittel ist eine attraktive Methode, die aber bis 2003 in Europa für grössere Sanierungsvorhaben erst vereinzelt eingesetzt worden war. Der Grund liegt nicht bei der Methode an sich, sondern in der Anwendung. Der Erfolg der

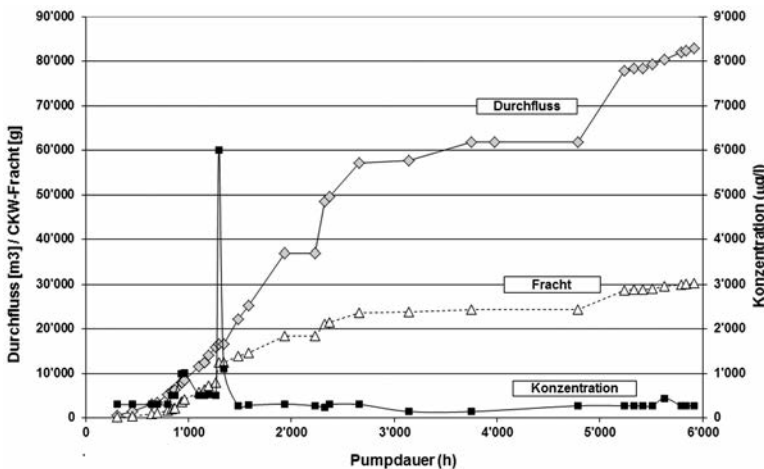
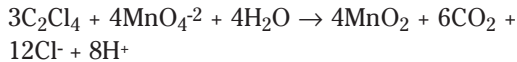


Fig. 5: Menge, CKW-Konzentrationen sowie damit ausgetragene CKW-Fracht zwischen Ende Oktober 2003 und Juni 2004.

Methode hängt von der Effektivität der Applikation des Permanganats am Ort der Belastung ab, d. h. der Stoff muss, unter gesättigten Bedingungen, zu den Lösungsmitteln (Pool) gebracht werden, ohne dass A. wegen seiner hohen Wasserlöslichkeit die Konzentration zu stark herabgesetzt wird, B. vorher Reaktionen mit anderen oxidierbaren Wasserinhaltsstoffen die Wirksamkeit reduzieren.

Die ablaufende Oxidationsreaktion sieht für PCE folgendermassen aus:



Das chlorierte Ethen wird ohne die Bildung von stabilen Zwischenprodukten (Metabolite) in die Endprodukte Manganoxid, Chloridion, Kohlendioxid und ein Proton zersetzt.

Neben den oben erwähnten Schwierigkeiten wird die Bildung des festen MnO_2 (Braunstein) in der Literatur häufig als problematisch erachtet. Dieser stabile Stoff, der sich bei der Oxidation der chlorierten Ethene bildet, kann grundsätzlich zu einer sukzessiven Verstopfung des Porenraums führen. Dies hätte zur Folge, dass es zunehmend schwieriger wird, weiteres Oxidationsmittel zu den Schadstoffen zu verbringen.

Die oxidierende Wirkung ist sehr effizient mit Halbwertszeiten in der Grössenordnungen von einigen Zehner Minuten.

Rein rechnerisch ist zur Oxidation von 1 kg PCE rund 1 kg MnO_4^- erforderlich. Infolge der unvermeidlichen Oxidation natürlicher organischer Wasserinhaltsstoffe und Metallen (Fe^{2+}) und des ungenutzt mit dem Grundwasser wegtransportierten Anteils muss aber von einem wesentlich höheren sogenannten spezifischen Oxidationsmittelbedarf ausgegangen werden. Gestützt auf die Erfahrungen bei der Sanierung des Schadens bei Daimler Chrysler AG in Sindelfingen (Deutschland) wurde ein spezifischer Oxidationsmittelbedarf von 4:1 angenommen (Edel et al. 2004).

Das eingesetzte Oxidationsmittel Na-Permanganat (NaMnO_4) ist von hohem Rein-

heitsgrad. Damit liegen die Verunreinigungen durch Schwermetalle (Cr!) nur im Spurenbereich.

Das Sanierungskonzept sah vor, dass die Injektion der Na-Permanganat-Lösung in bestimmten Kleinfiterbrunnen (Injektionspegel) und Abpumpen von Grundwasser in benachbarten Kleinfiterbrunnen (Extraktionspegel) mit anschliessender Wiederverseicherung nach Zugabe des Oxidationsmittels erfolgt. Diese konzeptuelle Anordnung einer GW-Zirkulation soll gewährleisten, dass eine möglichst gute räumliche Ausbreitung des Na-Permanganats auf der stark belasteten Stauer Oberfläche erfolgt.

Im Laufe der Sanierung werden unterschiedliche Anordnungen der Injektions- und Extraktionspegel verwendet (Fig. 6, 10). Es existieren mit gewissen Abweichungen zwei grundsätzliche Konfigurationen, die so gewählt werden, dass eine optimale Verteilung der Na-Permanganats erreicht werden kann (Fig. 7):

1. Zentrale Anordnung der Injektionsbrunnen, externe Anordnung der Extraktionspegel (Pump- und Injektionspegel: 4½"-Kleinfiterbrunnen) und
2. Injektionspegel obstromseitig, Extraktionspegel abstromseitig.

Eine Injektionsphase umfasst jeweils den Zeitraum zwischen Beginn der Injektion einer Na-Permanganatcharge von jeweils 1'000 l (40%ige Lösung) und dem Ende der auf die Injektion folgenden Pumpphase ohne Injektion, aber mit Zuschaltung des Nass-Aktivkohlefilters. Beprobungen zur Erfolgskontrolle fanden in der Regel statt, wenn das Wasser aus den Extraktionspegeln farblos, d. h. frei von Permanganat war. Analysen zeigten, dass der Permanganatgehalt mittels Leitfähigkeitsmessungen recht gut bestimmt werden kann (Fig. 8).

7.2 Pilotversuch

Das Sanierungskonzept sah als Erstes die Durchführung eines Pilotversuchs vor, auf-

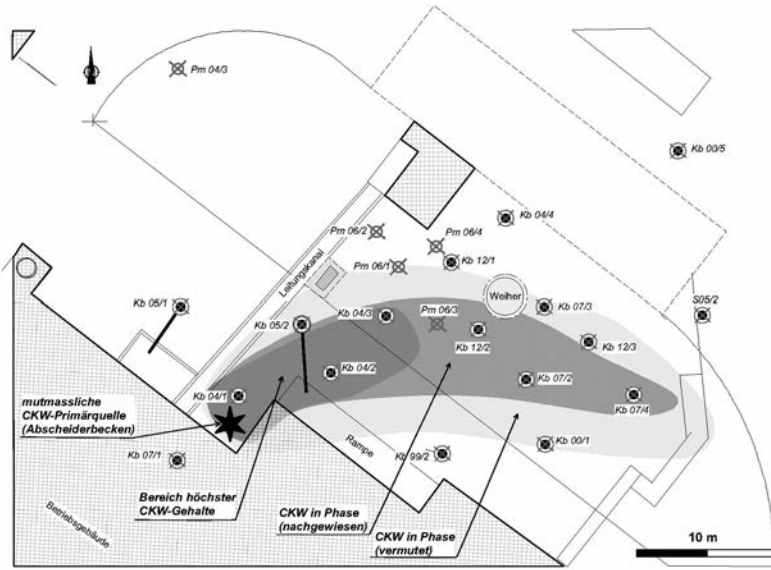


Fig. 6: Bereich des Schadenherdes (grau schattiert) nach 1. Sanierungsphase mit Sanierungspiegeln (Kb ...). Die beiden Bohrungen Kb 05/1 und Kb 05/2 sind Schrägbohrungen (Verlauf durch Striche markiert).

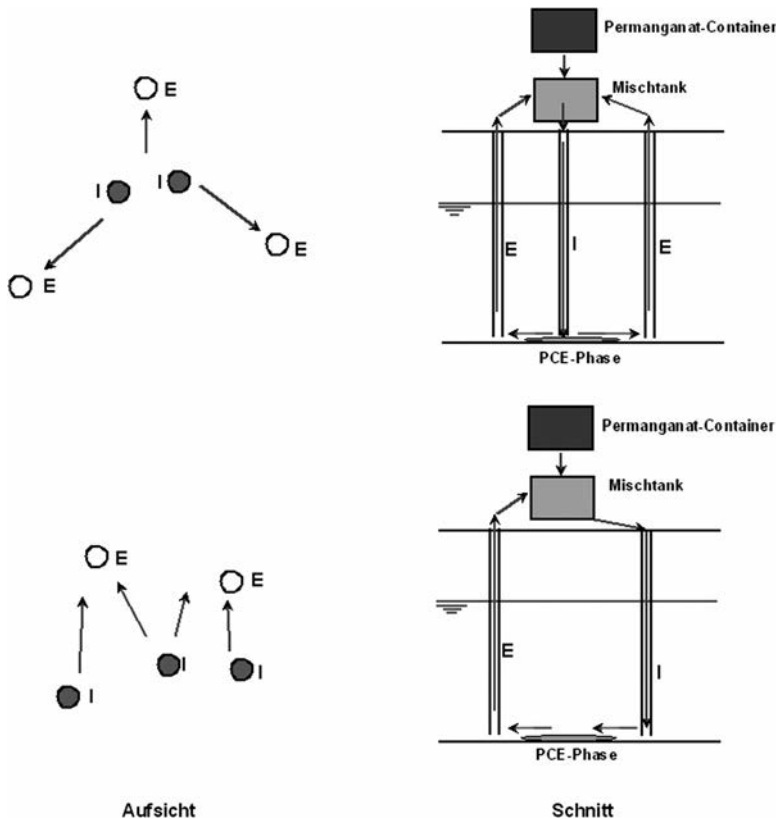


Fig. 7: Schematische Darstellung der beiden Hauptkonfigurationen für Injektions- und Extraktionspegel. Oben: Zentrale Anordnung der Injektionspegel. Unten: Obstromseitige Anordnung der Injektionspegel. Links jeweils eine Aufsicht der grundsätzlichen Anordnung der Pegel für die Injektion (I), und Extraktion (E); Rechts: Schnitte durch die beiden Anordnungen.

grund dessen Ergebnisse dann die eigentliche Sanierungsausführung vorgenommen werden sollte. Zwischen Ende Juni und Anfang August 2007 wurde der vorgesehene Pilotversuch unter realen Rahmenbedingungen durchgeführt.

Beim Pilotversuch eingesetzte Mengen und Konzentrationen:

- Injektionsmenge: ca. 1'000 l 40%-ige NaMnO_4 -Lösung; Injektion in Kb 04/2
- Injektionsrate: 3 m³/h
- Konzentration: 5 g/l
- Injektionszeitraum: 25 Tage
- Gesamtdauer: ca. 6 Wochen

Für die Sanierung waren folgende Beobachtungen und sich aus dem Pilotversuch ergebende Erkenntnisse sehr nützlich:

- In mehreren Beobachtungsepegeln konnte kurz nach Beginn der Injektion ein massiver Rückgang der CKW-Belastung festgestellt werden. Im Pegel Kb 04/4 im nahen Abstrom fiel die CKW-Konzentration innert 1 Tag auf < 0.1 µg/l.
- In andern Pegeln war ebenfalls eine starke Abnahme zu verzeichnen, wobei sich zwar der Oxidationseffekt sehr schnell bemerkbar machte, nach Einstellen der Injektion aber ein ebenso schneller Wiederanstieg festgestellt wurde. Exemplarisch war das Verhalten in Kb 04/3 (Fig. 9): Die aus verschiedenen Tiefen entnommenen Proben zeigten zwischen dem 4. und dem 7. Juli eine Abnahme des

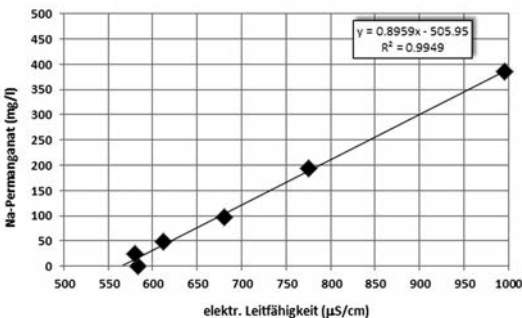


Fig. 8: Korrelation zwischen elektrischer Leitfähigkeit und Na-Permanganat-Gehalt.

Maximalwertes von rund 11'000 auf rund 1'000 µg/l. Nach Einstellen der Injektion am 14. Juli stiegen die Konzentrationen bis zum 16. Juli an auf ca. 20'000 µg/l.

- Na-Permanganat war bis maximal etwa zum Beobachtungsepegel Kb 00/5 noch feststellbar (ca. 27 m vom Injektionspunkt), hingegen in Kb 00/6 (ca. 42 m vom Injektionspunkt) nicht mehr. Ein signifikantes Abströmen von Na-Permanganat wesentlich über den Sanierungsbereich hinaus fand somit nicht statt.

Das Sanierungskonzept wurde deshalb anschliessend wie vorgesehen umgesetzt.

Der Pilotversuch hat gezeigt, dass dank der Anordnung mit einem Steigrohr bis knapp über die Stauoberfläche und der hohen Dichte der Na-Permanganat-Lösung das Ziel einer guten Ausbreitung des Oxidationsmittels offenbar erreicht werden kann. Der Nachweis wurde mittels zahlreicher Multi-level-Messungen in speziell errichteten Messpegeln (Ø 1.25") oder auch in Sanierungsepegeln (Ø 4½") im Rahmen des Pilotversuchs erbracht. Dies illustriert das in Fig. 9 gezeigte Diagramm, welches die aus vier Beprobungskompartimenten von je 25 cm Höhe ermittelten Leitfähigkeiten und den PCE-Gehalt während der Permanganat-Injektion darstellt. Das unterste Kompartiment begann an der Stauoberfläche (bei ca. 432.48 m ü. M.), das oberste Kompartiment lag bei ca. 433.23 m ü. M. Die einzelnen Kompartimente wurden mittels Gummi-Scheibenpackern voneinander getrennt und die Proben mittels «low flow»-Verfahren entnommen. Dem Diagramm kann entnommen werden, dass

- Im ca. 6 m vom Injektionspunkt entfernten Sanierungsepegel Kb 04/3 bereits innert eines Tages die elektrische Leitfähigkeit drastisch anstieg (von 550 auf rund 1'800 µS/cm), was auf das Permanganat zurückzuführen ist.
- Gleichzeitig die PCE-Konzentration im untersten Kompartiment von über 10'000 auf unter 1'000 µg/l fiel.

- Hohe Permanganat-Konzentrationen auf die untersten drei Kompartimente (75 cm über Stauer) beschränkt sind und dann abnehmen.
- Sehr hohe PCE-Konzentrationen in den beiden untersten Kompartimenten vorliegen, was unsere frühere Beobachtungen und die Richtigkeit des konzeptuellen Modells der Schadstoffverbreitung bestätigte.

Nach einem Unterbruch der Permanganat-Injektion (15.7.2007) stiegen die Konzentrationen wieder an, fielen dann aber nach deren Wiederbeginn sofort wieder ab. Nach dem Injektionsende am 23.7.2007 fiel die Leitfähigkeit auf die natürlichen Werte ab und die PCE-Gehalte stiegen deutlich an. Dass die Gehalte nun höher lagen als vor der Injektion, muss mit dem Zuströmen von stärker belastetem Wasser aus der Nähe erklärt werden. Nicht klar ist die Ursache des Konzentrationsanstiegs im untersten Kompartiment ab Mitte August 2007.

7.3 Auswirkungen der Sanierungsmassnahmen

Die eigentliche Sanierung begann direkt anschliessend an den Pilotversuch gemäss der in Kap. 7.1 beschriebenen Vorgehensweise. Gegenüber dem Pilotversuch wurde die Dosierung des Permanganats etwas reduziert, so dass pro Stunde rund 2 l der 40%-Lösung injiziert wurden. In Pegeln, wo nachweislich DNAPL vorhanden waren, wurden zumindest in den ersten 2-3 Jahren auch Direktinjektionen vorgenommen, d. h. die Lösung wurde unverdünnt injiziert. Die Injektionsphasen dauerten damit rund 2-3 Wochen. Nach der Leerung und Spülung des Permanganat-Tanks wurde dieser abgekoppelt und die Pumpen weiter laufen gelassen, bis kein Oxidationsmittel mehr nachweisbar war. Mit dieser fortlaufenden Zirkulation wurde eine möglichst vollständige Ausbreitung des Mittels im Herdbereich angestrebt und gemäss den Beobachtungen im Abstrom auch erreicht.

Für die Ermittlung des Sanierungsfortschritts im Herdbereich bieten sich als praktisch einzige Möglichkeit Analysen der CKW-Belastung an. Bei der Interpretation der Ana-

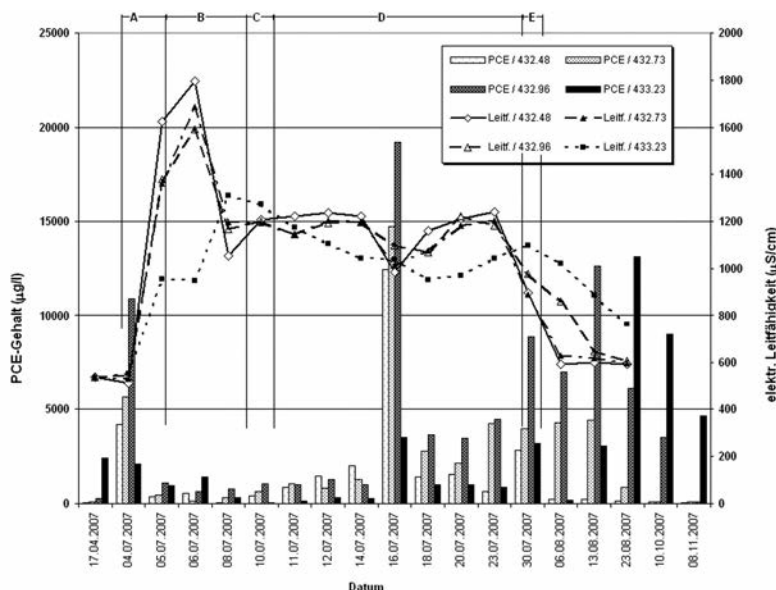


Fig. 9: Verlauf des PCE-Gehalts und der elektrischen Leitfähigkeit während der Injektion (Pilotphase) ca. 6 m abstromseitig der Injektionsstelle Kb 04/2. Multilevel-Probenentnahmekompartimente 25, 50, 75 und 100 cm ab Stauer (432.48, 432.73, 432.96 und 433.23 m ü. M.). Phase A: Injektion/Extraktion alternierend; Phase B: nur Extraktion; Phase C: kontinuierliche Injektion; Phase D: nur Extraktion (Zirkulation ohne Injektion).

lysen aus den Pegeln im Sanierungsbereich ist immer zu beachten, dass es während der Extraktion je nach Anordnung der Pumppegel (Fig. 10) zu kleinräumigen Verlagerungen der Kontamination kommen kann. Dies ist der Grund für die beobachteten starken Konzentrationsschwankungen in den einzelnen Pegeln. Je nach Ort der Extraktion kann

es zu Konzentrationsanstiegen an Orten kommen, an denen vorher bereits ein starker Rückgang beobachtet worden war. Für die Ermittlung des Sanierungsfortschrittes im Herdbereich dürfen daher nur die Trends in den Ganglinien verwendet werden, nicht aber einzelne Analyseergebnisse. Diese müssen unter Berücksichtigung

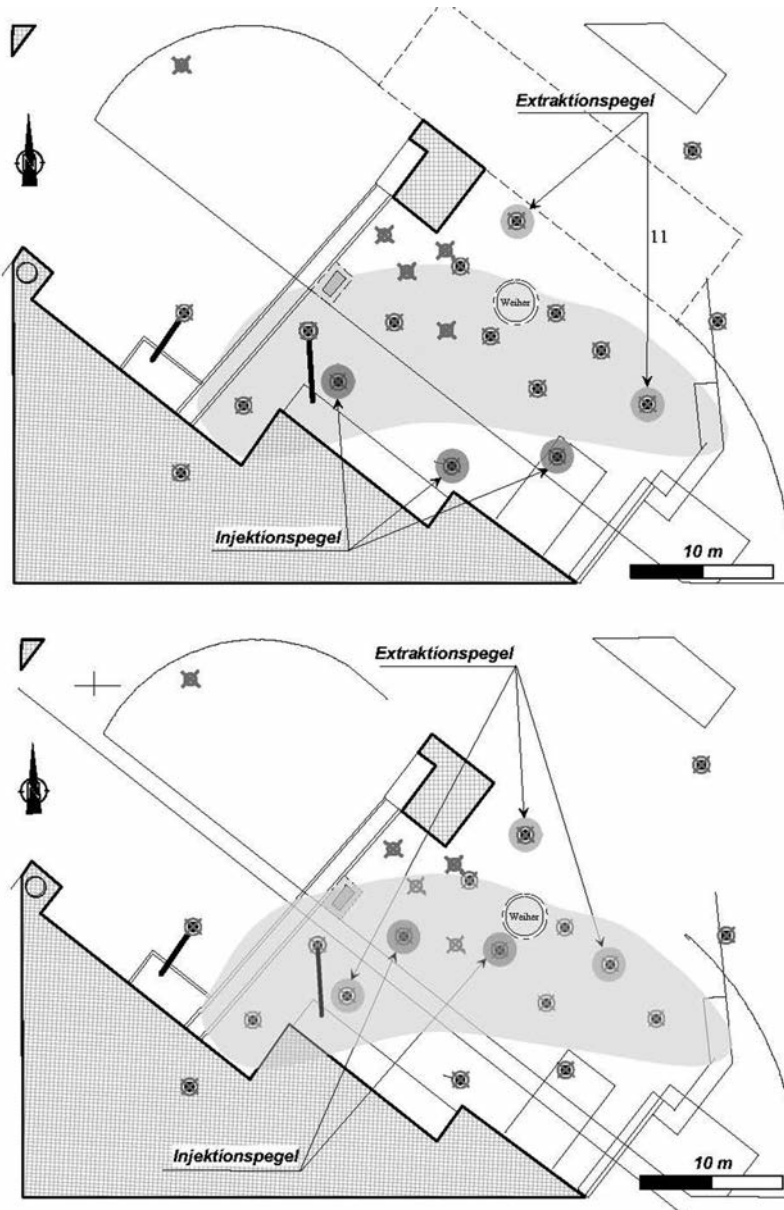


Fig. 10: Beispiele für die Anordnung der Injektions- und Extraktionspegel.

der jeweiligen Pegel-Konfiguration und des Zeitpunktes hinsichtlich der Pumpphasen beurteilt werden. Da immer aus 2 oder 3 Pegeln gleichzeitig gepumpt (extrahiert) wird, ist eine verlässliche Aussage über die lokalen Strömungsverhältnisse kaum möglich.

Neben den Konzentrations-Ganglinien aus den verschiedenen Pegeln im Herdbereich wurden in unregelmässigen Abständen auch Pegel im Abstrom beprobt. Auch hier können die Zeit-Konzentrations-Ganglinien zur Ermittlung des Sanierungsfortschritts benutzt werden. Aus Stichtagmessungen wurden letztendlich noch Verteilungskarten der CKW konstruiert, die den erreichten Rückgang der Belastung grafisch veranschaulichen. Repräsentative Beispiele solcher Darstellungen sind in den Fig. 11 und 12 gegeben.

Im Herdbereich sind die vor Beginn der ISCO-Sanierung bis zu über 10'000 µg/l erreichenden PCE-Gehalte seit 2013 auf Werte deutlich unter 1'000 µg/l gefallen (Fig. 11).

Circa 80 m abstromwärts zeigt sich in der Messstelle Kb 99/3 eine Abnahme von ursprünglich rund 100 auf unter 40 µg/l PCE, in Kb 05/4 eine solche von rund 140 auf ebenfalls unter 40 µg/l. Rund 400 m abstromwärts ist eine Abnahme von 35 auf 10 µg/l PCE zu beobachten (Fig. 12).

Die generelle Abnahme der Belastung im Herd- und Abströmbereich wird mittels der in Fig. 13 und 14 gegebenen Konzentrationsverteilungskarten für das PCE für September 2008 und Juni 2013 illustriert. Die Karten verdeutlichen, dass der Effekt der Massnahmen im Herdbereich am ausgeprägtesten ist.

Die gesamte, mit grosser Sicherheit aus dem Standort herrührende Schadstofffahne ist in Fig. 15 in Form einer Konzentrationsverteilungskarte dargestellt.

7.4 Die Braunstein-Problematik

Der gemeinhin für die ISCO-Methode als problematisch oder gar als sehr hinderlich betrachteten Bildung von Braunstein (MnO_2) bei der Oxidation von CKW gemäss der Gleichung in Kap. 7.1 wurde entsprechend Beachtung geschenkt.

Die Bildung von Braunstein manifestierte sich einerseits in einer Braunfärbung von Wasser aus Sanierungspegeln, wenn aus diesen nach einer Stillstandzeit wieder Wasser gepumpt wurde. Offenbar hatte sich in diesen Pegeln mit der Zeit ein äusserst feiner Niederschlag gebildet, der sich im Piezometerrohr und auch in dessen Schlitzen angereichert hatte. Dies führte zu einem verminderten Durchfluss durch die Rohre und einer reduzierten Ausbreitung des injizierten Permanganats. Dieser Effekt war v. a. in Pegeln

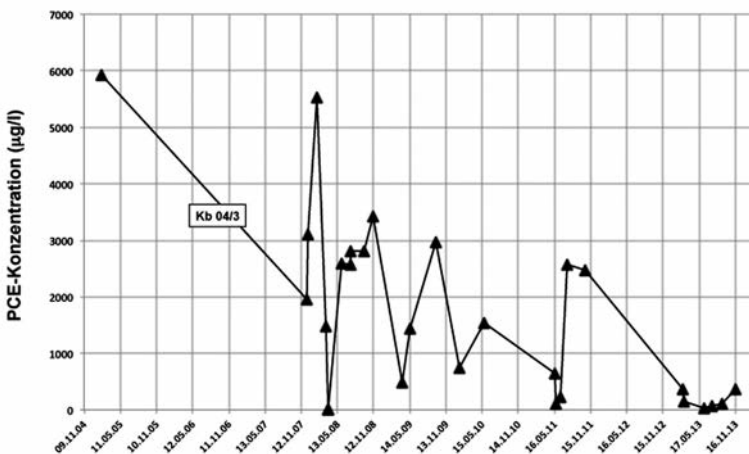


Fig. 11: Konzentrationsganglinie im Pegel Kb 04/3 im Schadenherd. Die TCE- und cisDCE-Gehalte sind nicht dargestellt. Sie liegen seit 2009 immer unter 100 µg/l.

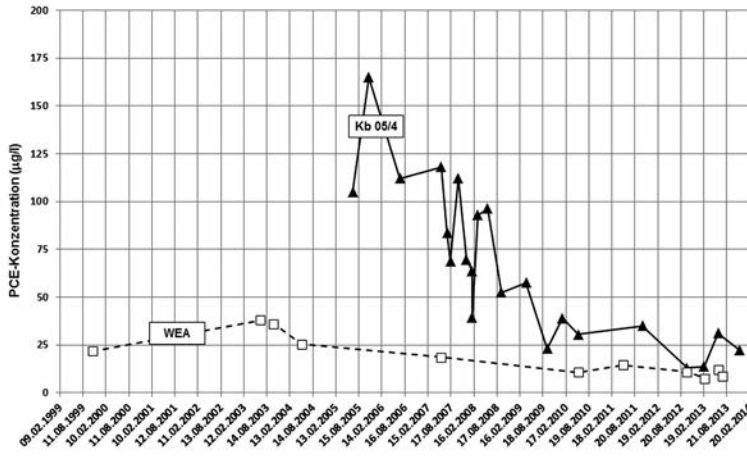


Fig. 12: Konzentrationsganglinie in den Pegeln Kb 05/4 und WEA im mittleren und weiteren Abstrom. Die TCE- und cisDCE-Gehalte sind nicht dargestellt. Sie lagen jederzeit unter 10 µg/l.

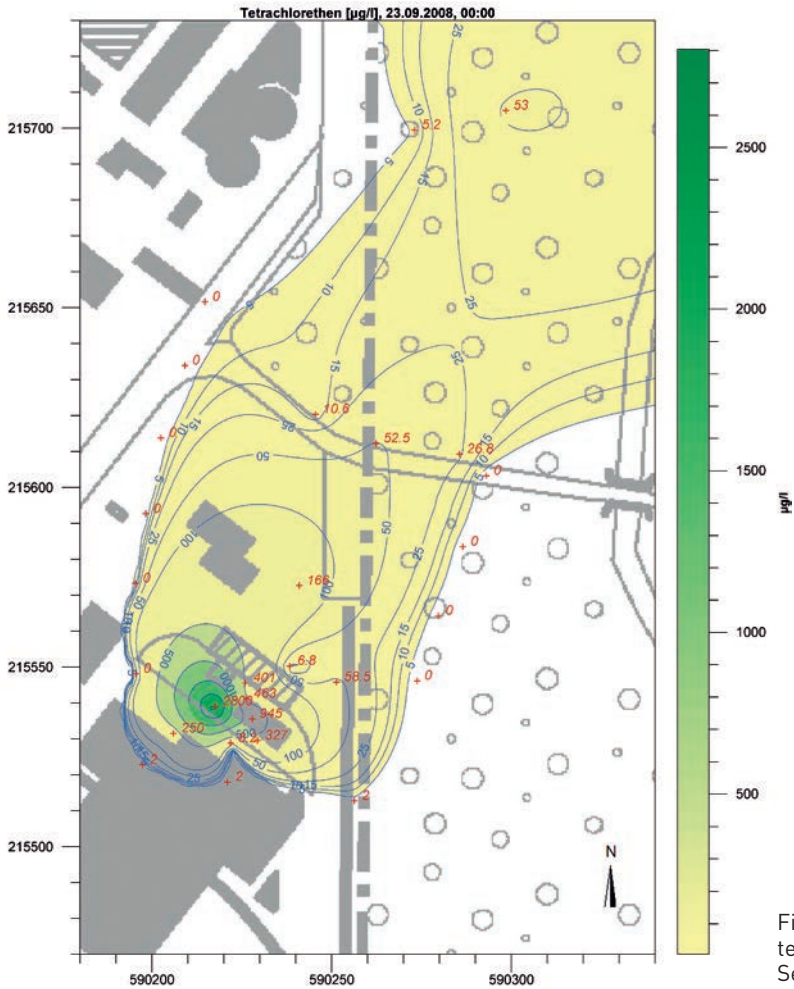


Fig. 13: Konzentrationsverteilungskarte für PCE im September 2008.

feststellbar, in denen auch Direktinjektionen von Permanganat vorgenommen wurden. Zur Regenerierung der Pegel wurde deshalb von Zeit zu Zeit eine Spülung unter Hochdruck vorgenommen. Die Pegel wurden vor und nach der Spülung mit Unterwasser-Videokameras befahren, um den Reinigungseffekt nachweisen zu können. Mit diesem Vorgehen konnte nachweislich eine vollständige Reinigung der Pegel erreicht werden. Viel schwerer zu überprüfen sind die Folgen der MnO_2 -Ausfällung ausserhalb der Piezometer. Zur Feststellung der Ausbreitung des Permanganats haben wir eine indirekte Methode angewendet, indem während der Injektion in einem nahe gelegenen Pegel Leitfähigkeitsprofile aufgenommen wurden (entweder permanente Messung mit Sonde oder periodische Handmessungen). Damit konnte beobachtet werden ob, wann und in welchem Ausmass es in diesem Pegel zur Ausbreitung des Oxidationsmittels kam. In Fig. 16 wird ersichtlich, dass im Pegel Kb 12/1, etwa 12 m abstromwärts von der Injektionsstelle Kb 04/2, zwei Tage nach Injektionsbeginn die Leitfähigkeit ab ca. 0.75 m über dem Stauer von 600 auf etwa 640 $\mu S/cm$ zunahm. 10 Tage später lag der Wert bei 730 $\mu S/cm$. Nach 16 Tagen war, vermutlich infolge Verdünnung, bereits eine Abnahme zu verzeichnen und die Lösung hatte sich über den gesamten Leiter fast homogen verteilt,

feststellbar, in denen auch Direktinjektionen von Permanganat vorgenommen wurden. Zur Regenerierung der Pegel wurde deshalb von Zeit zu Zeit eine Spülung unter Hochdruck vorgenommen. Die Pegel wurden vor und nach der Spülung mit Unterwasser-Videokameras befahren, um den Reinigungseffekt nachweisen zu können. Mit diesem Vorgehen konnte nachweislich eine vollständige Reinigung der Pegel erreicht werden. Viel schwerer zu überprüfen sind die Folgen der MnO_2 -Ausfällung ausserhalb der Piezometer. Zur Feststellung der Ausbreitung des Permanganats haben wir eine indirekte Methode angewendet, indem während der Injektion in einem nahe gelegenen Pegel Leitfähigkeitsprofile aufgenommen wurden (entweder permanente Messung mit Sonde oder periodische Handmessungen). Damit konnte beobachtet werden ob, wann und in welchem Ausmass es in diesem Pegel zur Ausbreitung des Oxidationsmittels kam. In Fig. 16 wird ersichtlich, dass im Pegel Kb 12/1, etwa 12 m abstromwärts von der Injektionsstelle Kb 04/2, zwei Tage nach Injektionsbeginn die Leitfähigkeit ab ca. 0.75 m über dem Stauer von 600 auf etwa 640 $\mu S/cm$ zunahm. 10 Tage später lag der Wert bei 730 $\mu S/cm$. Nach 16 Tagen war, vermutlich infolge Verdünnung, bereits eine Abnahme zu verzeichnen und die Lösung hatte sich über den gesamten Leiter fast homogen verteilt,

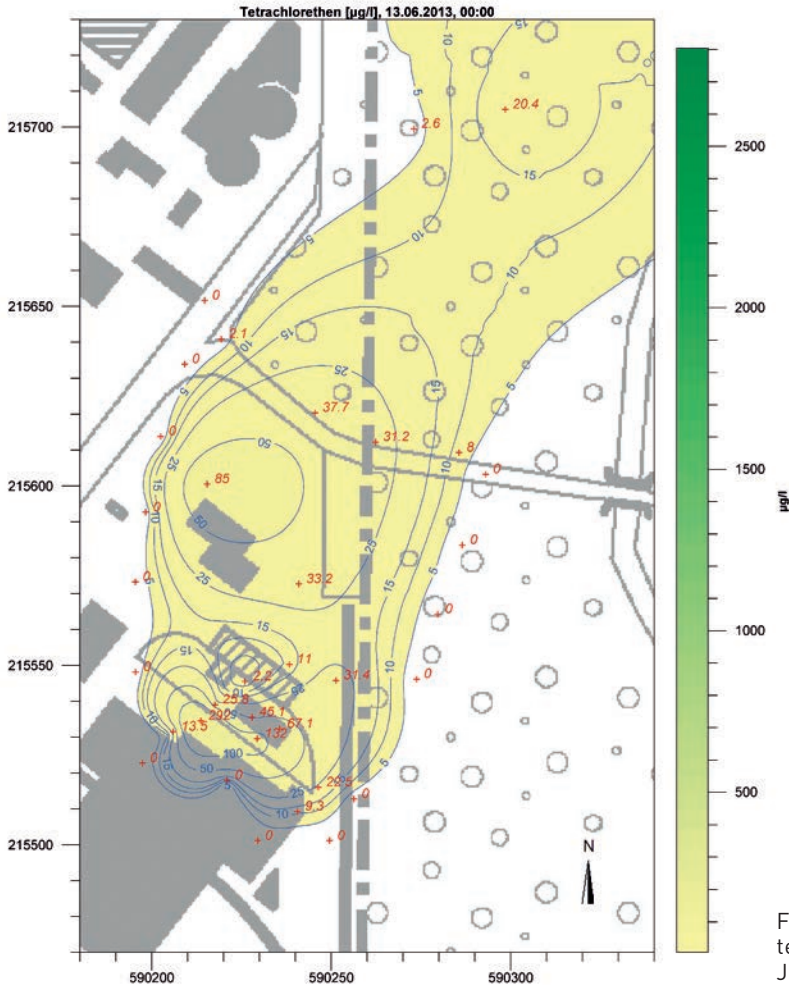


Fig. 14: Konzentrationsverteilungskarte für PCE im Juni 2013.

was wohl der Dispersion zuzuschreiben ist. Dieses Verhalten belegt, dass sich das Oxidationsmittel schnell und v. a. im untersten Leiterbereich ausgebreitet hat. Die unterhalb 432.3 m ü. M. gemessenen Leitfähigkeiten sind wenig aussagekräftig, da sie aus dem unverfilterten Schlamm sack unterhalb der Stauoberfläche (Fels oberfläche) stammen. Sie zeigen aber, dass Permanganat im Schlamm sack über längere Zeit erhalten bleibt.

Die Bohrung Kb 12/1 wurde erst 4 Jahre nach Beginn der ISCO-Sanierung erstellt und erlaubte deshalb einen direkten Einblick in die Verhältnisse im Bereich der Injektionen (Fig. 17). Der natürlicherweise graue Kies war auf den untersten ca. 60 cm infolge der MnO_2 -Ausfällungen rötlichbraun verfärbt. In

Bohrung Kb 12/2 reichte die Verfärbung wesentlich höher hinauf. Eine Verkittung des Kiesel war nicht festzustellen und die vergleichsweise geringe Erhöhung der Mn-Konzentration deutet auf eine unbedeutende Volumenzunahme. Eine nennenswerte Verminderung der Durchlässigkeit kann daraus nicht abgeleitet werden.

8 Ausgetragene CKW-Frachten und Gefährdung der öffentlichen Fassungen

Das behördlich vorgegebene provisorische Sanierungsziel liegt bei $10 \mu g/l$ PCE. Dieser Wert soll an der abstromseitigen Parzellengrenze erreicht werden. Da TCE und cisDCE

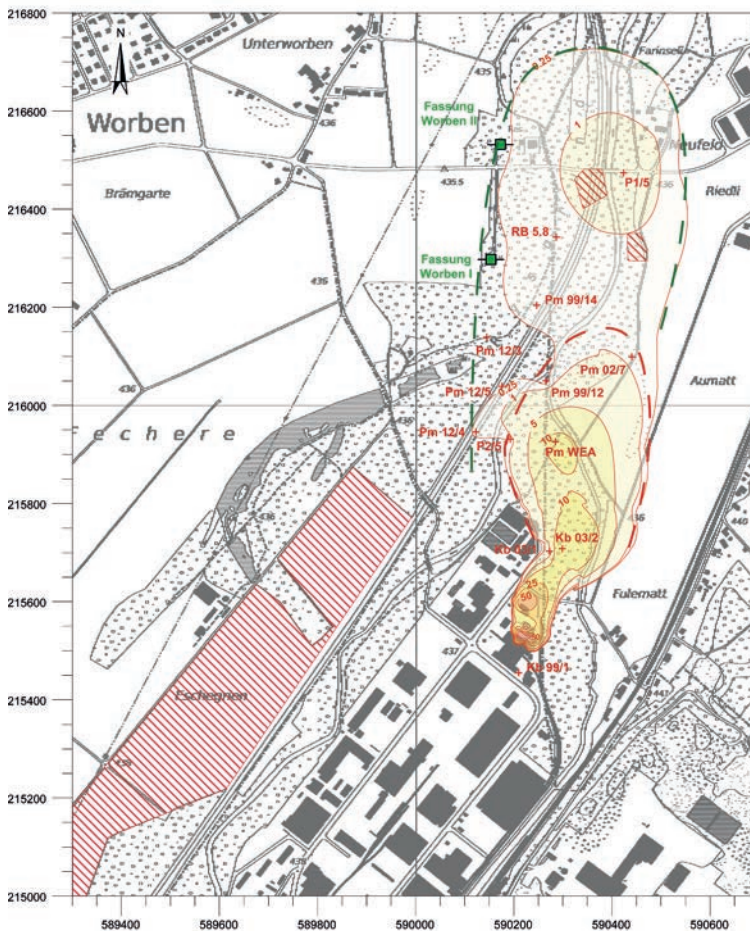


Fig. 15: Konzentrationsverteilungskarte für PCE nördlich abstromwärts des Standortes (Daten vom Juni 2011). Die mit Sicherheit aus dem Standort stammende Fahne ist gestrichelt rot umrahmt. Die Quelle der weiter abstromwärts und in den beiden Fassungen beobachteten Kontamination (gestrichelte grüne Linie) ist noch unklar (siehe dazu Kap. 8). Die rot schraffierten Flächen stellen Altablagerungen gemäss dem Kataster der belasteten Standorte dar.

immer wesentlich tiefere Gehalte zeigen, wäre damit auch für diese Stoffe das Sanierungsziel erreicht. Angesichts der bekannten Schwierigkeiten bei CKW-Sanierungen kann nicht vorausgesagt werden, ob dieses Ziel mit verhältnismässigem finanziellen Aufwand überhaupt erreicht werden kann. Es stellt sich daher die Frage nach den Abbruchkriterien, wie sie zurzeit auch im Rahmen des ChloroNet diskutiert werden. Seit 2011 haben wir deshalb am Standort in einer Kontrollebene längs der abstromseitigen Parzellengrenze nicht nur die Konzentrationen erfasst, sondern auch die aus dem Standort freigesetzten CKW-Frachten zu ermitteln versucht. Das grundsätzliche Vorgehen bei der Frachtenabschätzung ist in Fig. 18 grafisch dargestellt.

Im vorliegenden Fall haben wir als Kontrollebene (Transekt T) die durch 4 bereits bestehende Messstellen (Kb 05/3, Kb 99/3, Kb 05/4 und Kb 05/5) definierte Ebene längs der Parzellengrenze gewählt. Im Unterschied zu dieser Abbildung liegt heute die Quelle nicht (mehr) im ungesättigten Bereich (rosa angefärbt), sondern an der GW-Leiter-Basis. Für die Frachtberechnung ist dies aber nicht von Belang. Die 4 GW-Messstellen erlauben aufgrund von Multilevel-Beprobungen und -analysen eine rechnerische Abschätzung der diese Kontrollebene durchströmenden CKW-Fracht. Die derart ermittelten Schadstoffkonzentrationen werden auf die gesamte durchströmte Fläche aufgerechnet. Dazu müssen die Flächengrösse F , das Grundwassergefälle i und der Durchlässigkeitskoeffizient k_f bekannt

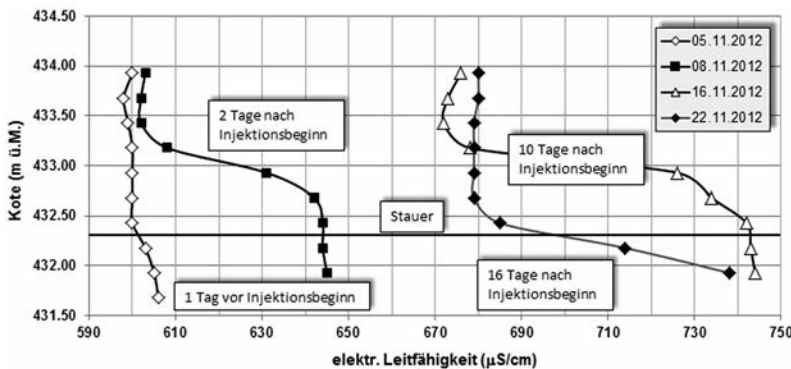


Fig. 16: Leitfähigkeitsprofile in Kb 12/1 zwischen 5.11.2012 und 22.11.2012. Die Injektion in Kb 04/2 begann am 6.11.2012 und war am 16.12.2012 zu Ende.

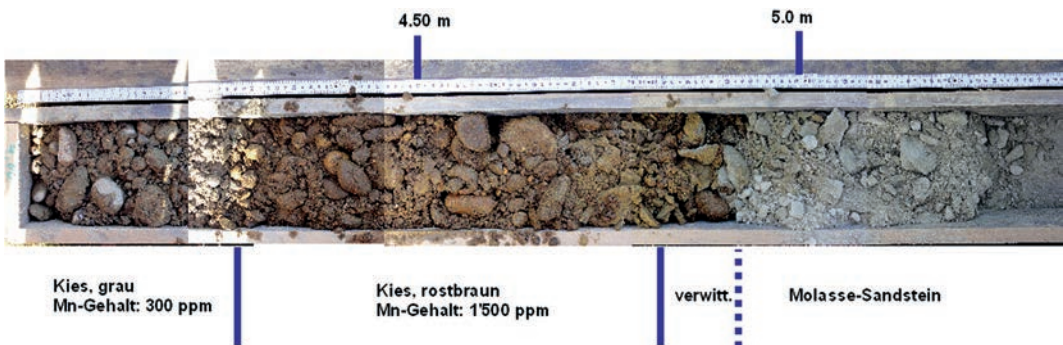


Fig. 17:Bohrkern Kb 12/1 (Tiefenbereich 4–5.5 m u. T.); rostbraune Verfärbung infolge Bildung von Mn-Oxid (semiquantitative Analysedaten aus mobiler XRF).

sein. Während die CKW-Konzentrationen in den Messstellen zu einem bestimmten Zeitpunkt zwar genau gemessen werden können, ist ihre Aufrechnung auf die durchströmte Ebene eine Annäherung. Dies weil diese Ebene selbst nicht genau definierbar ist, sondern aus den 4 Bohrprofilen unter Berücksichtigung der gemessenen CKW-Konzentrationen konstruiert werden muss. Letztendlich ist der k_f -Wert ebenfalls ein Näherungswert, der die natürlicherweise vorhandenen Heterogenitäten des Leitergesteins und diskrete Zonen erhöhter (präferenzielle Fließwege) oder verminderter Durchlässigkeit nur unvollkommen wiedergibt.

Um diese Unsicherheiten soweit wie möglich zu minimieren, haben wir folgendes Vorgehen gewählt:

- Die durchströmte Fläche (Kontrollebene) wird aus den Bohrprofilen der 4 Messstellen konstruiert. Die gesamte durchströmte Fläche in Form eines geologischen Profils wurde in 14 Teile aufgeteilt, denen jeweils eine aus der Multilevel-Beprobung ermittelte CKW-Konzentration des durchströmenden Wassers zugeteilt wurde.

Dabei wurden je nach Leitermächtigkeit 3 oder 4 Schichten ausgeschieden, welche wiederum in 4 Einzelteile (je 1 pro Messstelle) unterteilt wurden. In Fig. 19 sind die insgesamt 18 Teilflächen (inkl. Nummerierung) und die 14 Multilevel-Beprobungskompartimente dargestellt.

- Für jede Teilfläche wurde dann die Fracht pro Zeiteinheit berechnet, wobei für jede das gleiche Gefälle $i = 0.0033$ und ein Durchlässigkeitsbeiwert $k_f = 0.005$ m/s verwendet wurde. Einzig für die feinkörnigere, siltig-sandige Basis der Schotter (Teilflächen 4a und 4b in Fig. 19) wurde ein Durchlässigkeitsbeiwert $k_f = 0.0007$ m/s eingesetzt.

Mit diesem Vorgehen konnten die vertikalen Konzentrationsschwankungen zumindest näherungsweise berücksichtigt werden, ebenso eine beschränkte Differenzierung der Durchlässigkeit (2-Schichtenmodell), wobei k_f -Werte aus früher am Standort durchgeführten Pumpversuchen verwendet wurden.

Mittels Variation der Eingabeparameter k_f , F ,

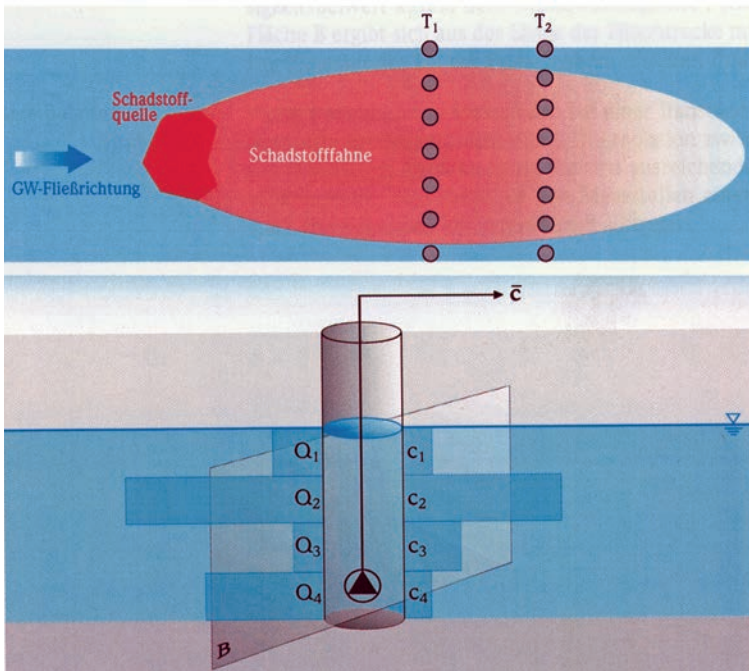


Fig. 18: Prinzip der Ermittlung der Schadstofffracht bei einem einzelnen Schadenherd. Oben: Schadstofffahne mit 2 Kontroll Ebenen (T1, T2), unten: Berücksichtigung unterschiedlicher Durchlässigkeiten Q (Zuflussgewichtung) bei der Multilevel-Beprobung. Quelle: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie 2008.

i und CKW-Konzentration können deren Auswirkungen auf die Zielgrösse (CKW-Konzentration in der Fassung) abgeschätzt werden. Die Parameter haben alle einen linearen Einfluss auf das Ergebnis, d. h. eine Erhöhung der Durchlässigkeit um 100% (Verdoppelung) führt zu einer Verdopplung der Fracht. In Fig. 20 wurden aufgrund der Multilevel-Messungen in der Kontrollebene Bereiche etwa gleicher Grundwasserbelastung, d. h. Zonen gleicher CKW-Konzentration, ausgedehnt. Die für den 20.2.2013 gültige Darstellung zeigt somit eine PCE-Konzentrationsverteilungskarte der Kontrollebene. Die bisherigen 4 Messkampagnen seit 2011 zeigen, dass diese Konzentrationsverteilung zeitabhängig variiert. Insbesondere ist seit Sommer 2012 eine Verlagerung der stärkst belasteten zentralen Zone der Fahne gegen NW von der Messstelle Kb 05/4 hin zur Messstelle Kb 99/3 zu beobachten.

Je nach Variation der Eingabeparameter resultieren jährliche CKW-Frachten zwi-

schen 1 und 5 kg, mit einem Mittelwert bei etwa 2 kg/Jahr (entsprechend ca. 3–14 g/Tag bzw. 2'100–9'700 µg/Minute).

Zur Gefährdungsabschätzung wählten wir ein worst case-Modell: Die gesamte CKW-Fracht aus dem GZM-Areal gelangt in die Fassungen. Dieses worst case-Szenario ist allerdings aus hydraulischen Gründen unrealistisch, denn gemäss den durchgeführten hydraulischen Modellrechnungen gelangen gar keine CKW in die Fassung, weil die Alte Aare in Folge der Infiltrationsverhältnisse als Barriere wirkt. Selbst wenn eine Unterströmung stattfindet, dürfte nur ein sehr geringer Anteil der Gesamtfracht bis in die Fassungen gelangen. Die Abschätzungen für die vier Stichtagsmessungen zeigen, dass die bei einer Fördermenge von 10'000 l/min dort gemäss worst case-Szenario theoretisch erzeugte CKW-Konzentration je nach Eingangsparameter einen Wert zwischen 0.4 und 0.9 µg/l erreicht. Die in der Gewässerschutzverordnung von 2005 an ein als Trinkwasser nutzbares Grundwasservorkommen

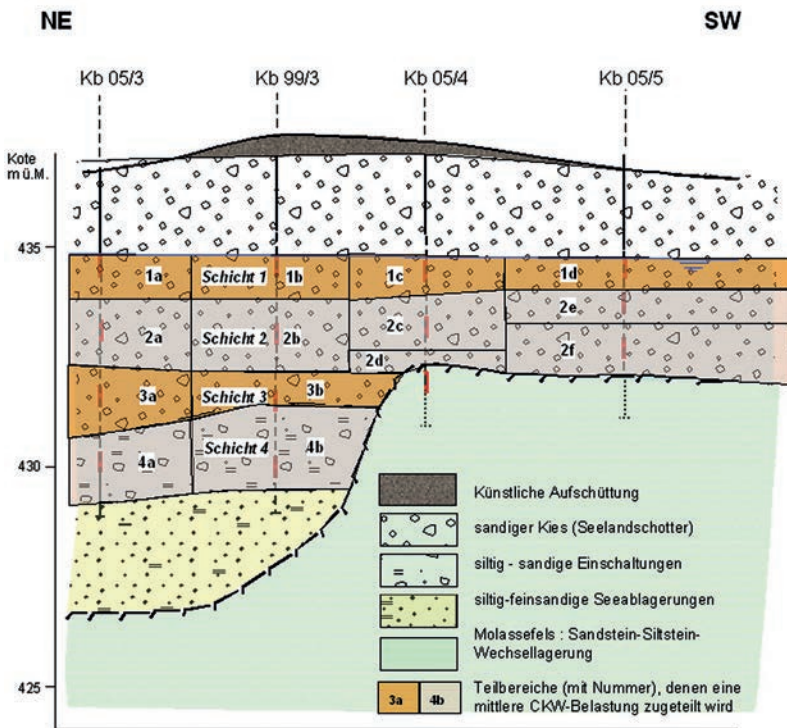


Fig. 19: Die Kontrollebene mit den 4 GW-Messstellen und ihre Unterteilung in Teilebenen. Jeder Teilebene wurden eine CKW-Konzentration, ein Gefälle und ein Durchlässigkeitsbeiwert zugeordnet.

festgelegte Anforderung von 1 µg/l Maximalgehalt LHKW pro Einzelstoff (GSchV Anhang 2, Abs. 22) wäre damit erfüllt.

Die bisher erreichte Reduktion der CKW im Herdbereich darf angesichts der generellen Komplexität von CKW-Grundwassersanierungen als Erfolg gewertet werden. Die im Abstrom nach wie vor zu hohen Konzentrationen dürften aber bei weiterem Abbau im Quellbereich auch abnehmen. Die lange Zeitdauer der Sanierung ist sicherlich einerseits auf die Schwierigkeit, das Oxidationsmittel in Kontakt mit der DNAPL zu bringen, andererseits auf deren grosse Mengen im Untergrund zurückzuführen. Die Ergebnisse belegen aber, dass die angewandte Methode funktioniert und eine weitere Verbesserung erwartet werden darf. Ob das hochgesteckte Sanierungsziel von 10 µg/l an der Standortgrenze erreicht werden kann, ist allerdings zurzeit noch nicht sicher. Die Frage des Sanierungsabbruchs wird in Zusammenarbeit mit der zuständigen Behörde früher oder später zu klären sein, spätestens dann,

wenn die Abnahme der Belastung eine untere Grenze erreicht und die Verhältnismässigkeit der Massnahmen (Kosten) in Frage gestellt wird. Vorderhand läuft die Sanierung entsprechend dem gewählten Vorgehen weiter.

Verdankung

Der Verfasser dankt der sanierungspflichtigen Firma für die Erlaubnis zur Publikation und Birgit Huber und Laurent Steidle für die kritische Durchsicht des Manuskripts. Frau Pascale Ducommun stellte freundlicherweise ihre Daten aus dem Pilotversuch zur Verfügung.

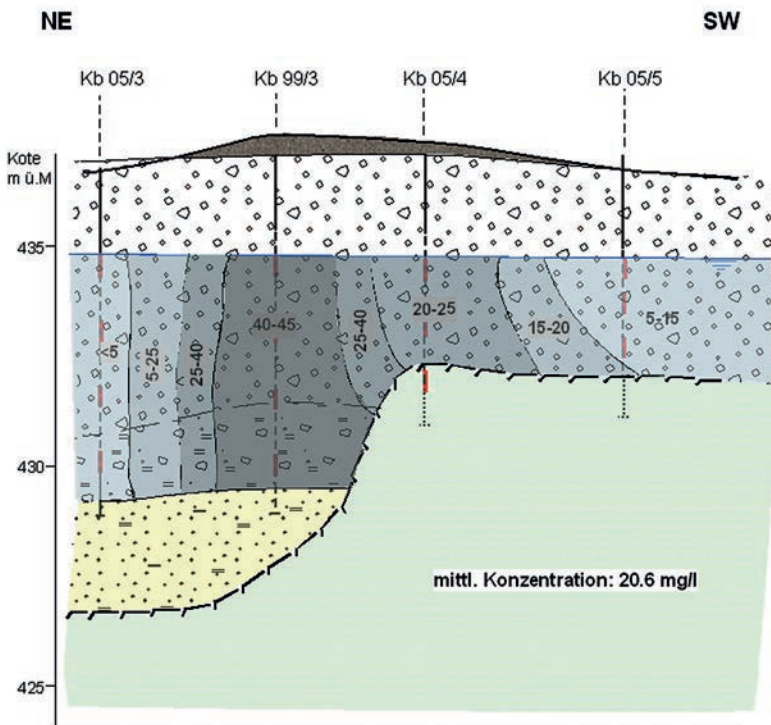


Fig. 20: Räumliche Verteilung der CKW-Konzentrationen in der Kontrollenebene (Stand 20.2.2013). Die Zahlen in der Figur geben die pro ausgeschiedener Flächeneinheit mittlere CKW-Konzentration in µg/l wider.

Literaturverzeichnis

- Amaral, H.I.F. 2008: Application of isotopic methods and transient tracers at the fieldscale. Diss. ETH Zürich.
- Edel, H.-G., Schwarz, M., Seidel, U., Friedrich, M., Gerweck, H., Stäblein, H., Maier-Osswald, W. 2004: In-situ-chemische Oxidation (ISCO) – Einsatz eines neuartigen Verfahrens zur Sanierung eines LCKW-Grundwasserschadens, Teil 1. Altlasten-Spektrum 05/2004, 251–258.
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie 2008: Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser. Handbuch Altlasten Band 3, Teil 6.
- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg 1985: Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe. 2. Auflage.