

Kombinierte „Pump-and-treat“-Barrieren-Systeme, Teil II: Vergleichende Kostenanalyse

Peter Bayer, Michael Finkel, Georg Teutsch

Kurzfassung

Ziel des zweiten Teils dieser Arbeit ist es, die Wirtschaftlichkeit der im ersten Teil (BAYER et al. 2004) vorgestellten kombinierten „Pump-and-treat“-Barrieren-Systeme im Vergleich zu einem konventionellen „Pump-and-treat“-System zu bewerten. Dazu wurde ein Kostenmodell entwickelt, das mittels Kostenfunktionen eine Vielzahl von kostenrelevanten hydraulischen, technischen und ökonomischen Faktoren direkt in die Kostenbeschreibung mit einbezieht. Mit diesem Kostenmodell wird auf der Grundlage der Ergebnisse des ersten Teils dieser Arbeit zur hydraulischen Wirkung der verschiedenen „Pump-and-treat“-Sanierungsszenarien eine vergleichende Kostenanalyse durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Analyse zeigen, dass insbesondere der Einsatz passiver hydraulischer Barrieren (vertikaler Dichtwände) zu deutlichen Kosteneinsparungen führen kann. Verschiedene Fallstudien und Sensitivitätsbetrachtungen zeigen die Bedeutung einzelner Einflussfaktoren und erlauben eine Einschätzung, unter welchen Bedingungen die Einrichtung hydraulischer Zusatzmaßnahmen besonders lohnenswert sein könnte.

Abstract

Pump-and-Treat-Systems in Combination With Hydraulic Barriers – Part II: Comparative Cost Analysis.

The presented study compares the economic features of conventional to barrier-supported “pump-and-treat” systems based on the results of the preceding hydraulic analysis (BAYER et al. 2004). A cost analysis framework is set up and applied in order to rate the economically relevant hydraulic, technical and economic decision factors. It is based on cost functions, which simultaneously incorporate different types of influencing factors to calculate capital, operational and total costs. It is revealed that the use of additional hydraulic control elements, such as hydraulic barriers, bears a significant potential to decrease the total cost of conventional pump-and-treat systems. The cost relevant parameters and their sensitivities are investigated for example cases. The findings show that the minimum cost solutions and efficiency of hydraulic control elements change depending on the boundary conditions.

Einleitung

Die Sanierung bzw. Sicherung von Grundwasserkontaminationen kann im Rahmen der jeweiligen Projektvorgaben und -ziele generell durch verschiedene Verfahrensalternativen und Designvarianten erreicht werden. Die Aufgabe des Sanierungsplaners ist es, aus der Vielzahl der in Frage kommenden Varianten die am besten geeigneten zu finden. Unter rein ökonomischen Gesichtspunkten sind dies jene Varianten, welche die Erreichung der Sanierungsziele bei minimalem Kostenaufwand ermöglichen. Eine in diesem Sinne optimale Anpassung eines Sanierungssystems an die standortspezifischen Rahmenbedingungen erfordert eine integrierte Betrachtung von technischen und ökonomischen Belangen im Rahmen einer systematischen Analyse möglicher Designvarianten. Im Rahmen dieser Arbeit werden kombinierte „Pump-and-treat“-Barrieren-Systeme (PT+) einer solchen Analyse unterzogen und im Vergleich zu einem konventionellen „Pump-and-treat“-(PT)System bewertet. Im ersten Teil der Studie (BAYER et al. 2004 Ausgabe) wurden hierzu verschiedene PT+-Varianten vorgestellt und in Bezug auf ihre hydraulische Wirkung mit einem konventionellen „Pump-and-treat“-System verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass sich mittels hydraulischer Zusatzmaßnahmen die Grund-

Dr. P. Bayer, Dr. M. Finkel, Prof. Dr. G. Teutsch,
Zentrum für Angewandte Geowissenschaften,
Universität Tübingen,
Sigwartstr. 10, 72076 Tübingen,
Telefon: 07071-2973178, Telefax: 07071-5059,
E-Mail: peter.bayer@uni-tuebingen.de

Eingang des Beitrages: 08.08.2003
Eingang des überarbeiteten Beitrages: 12.05.2004

wasserentnahmerate, die zur Sicherung eines Schadensherdes bzw. einer Verdachtsfläche erforderlich ist, deutlich reduzieren lässt.

Im vorliegenden zweiten Teil der Arbeit soll nun geklärt werden, ob die dadurch erreichbaren Einsparungen bei den finanziellen Aufwendungen für die Förderung und Aufbereitung des kontaminierten Grundwassers die Mehrkosten für den Einsatz zusätzlicher hydraulischer Maßnahmen übersteigen, d. h. ob die Gesamtkosten gesenkt werden können. Durch eine Kostenanalyse auf Basis einer dynamischen Kostenvergleichsrechnung soll das beste Sanierungskonzept ermittelt werden. Wichtig in diesem Zusammenhang ist, dass die Sanierungskosten nicht allein von der erforderlichen Grundwasserförderrate abhängig sind, sondern auch von einer Reihe weiterer Faktoren, wie den jeweiligen Standortverhältnissen, der Dauer der Maßnahme sowie von externen Faktoren. Das heißt, die Frage, welche der betrachteten Alternativen aus ökonomischer Sicht zu favorisieren ist, kann generell nicht eindeutig beantwortet werden, sondern ist grundsätzlich von den gegebenen Rahmenbedingungen abhängig. Nur wenn alle wesentlichen kostenrelevanten Einflussgrößen berücksichtigt werden, ist eine direkte Gegenüberstellung der Gesamtkosten und eine vergleichende ökonomische Bewertung der betrachteten Alternativen bzw. Varianten möglich.

Im Folgenden wird, nach einer Erläuterung der für die Kosten für Bau und Betrieb der betrachteten „Pump-and-treat“-Systeme wesentlichen Einflussparameter, zunächst das für die Kostenanalyse entwickelte ökonomische Modell vorgestellt. Anschließend werden die wichtigsten Ergebnisse des auf der Grundlage der vorausgegangenen hydraulischen Analyse (BAYER et al. 2004) durchgeführten Kostenvergleichs von PT+ und PT präsentiert.

Zielsetzung der ökonomischen Bewertung

Zur Vergleichbarkeit von verschiedenen Sanierungsverfahren ist die Schaffung einheitlicher Randbedingungen eine ebenso wesentliche wie schwer zu erfüllende Voraussetzung für die Objektivität der Ergebnisse (NATIONAL RESEARCH COUNCIL 1997). Insbesondere die Aussagefähigkeit standortübergreifender Kostenvergleiche ist häufig eingeschränkt durch Unterschiede in den zugrundeliegenden Diskontierungskonzepten oder in den Bezugsgrößen von Einheitskosten. Aber auch wenn ein konkreter Standort betrachtet wird, ist eine „Gleichbehandlung“ der verschiedenen zu bewertenden Verfahren im Sinne von qualitativ gleichwertigen Prognoseansätzen und -grundlagen nicht immer gegeben. Typischerweise steht für konventionelle Technologien aufgrund der Erfahrungen aus früheren Anwendungen am Standort oder unter standortähnlichen Bedingungen eine verlässlichere Datenbasis (Einheitspreise für Teilleistungen, etc.) zur Schätzung der anfallenden Kosten zur Verfügung, als das für innovative Verfahren der Fall ist. Die Bedeutung unterschiedlicher Annahmen und Ansätze hängt im Allgemeinen von den Randbedingungen und Zielen der Kostenanalyse ab.

Zu unterscheiden ist zwischen

- Kostenanalysen, die eine ökonomische Bewertung von Handlungsalternativen für einen konkreten Standort zum Ziel haben und deren Ergebnis und Aussagekraft eng mit den zugrunde gelegten Annahmen (z. B. angesetzte Preise, Art und

Detaillierungsgrad der Beschreibung der Standortverhältnisse, etc.) verbunden sind, und

- ökonomische Prinzipstudien, welche eine eher unspezifische Kostenschätzung beinhalten und relevante Daten und Parameter als variable Größen behandeln, deren Einfluss auf das Ergebnis der Kostenanalyse häufig den Schwerpunkt der Betrachtungen bilden.

Die Zielstellung der ökonomischen Prinzipstudie verfolgt das im folgenden vorgestellte Kostenmodell sowie die mit diesem Modell durchgeführte ökonomische Bewertung von PT+-Varianten. Das heißt, es wird kein konkreter, abschließender Kostenvergleich zur unmittelbaren Unterstützung einer anstehenden Sanierungsentscheidung angestrebt, sondern es werden generelle Aussagen gesucht, die eine grundlegende Bewertung bzw. Einschätzung von innovativen Verfahren im Vergleich zu konventionellen Technologien ermöglichen.

Kostenrelevante Einflussgrößen

Die Identifizierung und Evaluierung der wesentlichen kostenrelevanten Einflussparameter ist gerade im Hinblick auf Kostenprognosen im Rahmen von ökonomischen Prinzipstudien eine wichtige Voraussetzung für die Entwicklung eines geeigneten Kostenmodells. Grundsätzlich kann dabei zwischen *internen* und *externen* Faktoren unterschieden werden. Dabei werden Einflussgrößen, die unmittelbar im Zusammenhang mit dem Sanierungsverfahren stehen oder direkt aus den Verhältnissen am Standort abgeleitet werden können, als *interne* Faktoren bezeichnet. Im Unterschied dazu sind alle standort- und maßnahmenabhängigen Einflussgrößen *externe* Faktoren. Sie werden bestimmt von Auftraggebern, Gesetzgebern oder durch die ökonomische Marktsituation.

Außerdem ist zwischen *sicheren* und *unsicheren* Faktoren zu unterscheiden. Unter den internen Faktoren, die einen direkten Einfluss auf die Sanierungskosten haben, sind bei In-situ-Sanierungsverfahren besonders die standortbeschreibenden Parame-

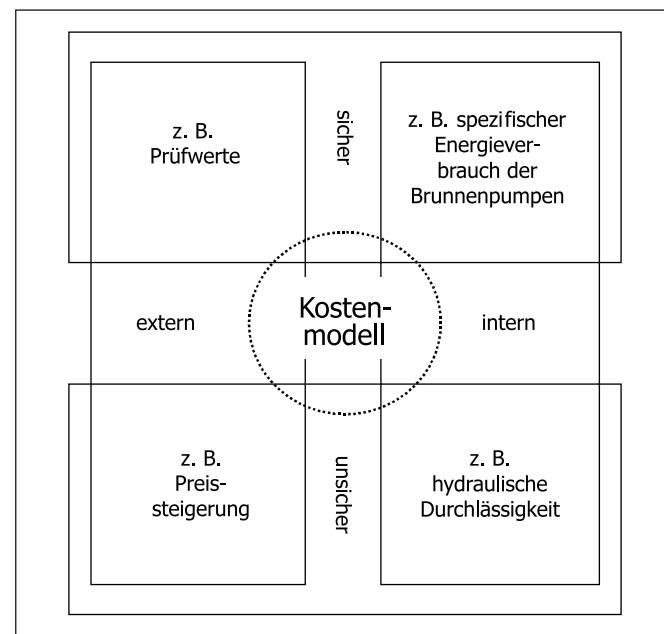


Abb. 1: Untergliederung der ökonomischen Einflussparameter für die Kostenanalyse

Einflussfaktoren	Investitionskosten			laufende Kosten					
				Aktivkohle		Strom			
	W	L	HK	W	L	W	L	HK	A
Pumprate kontam. Wassers	×	×	×	×	×	×	×		*x
Schadstoffzusammensetzung	×	×		×	×		×		
Schadstoffkonzentration	×	×		×	×		×		
Gasdurchsatz		×			×		×		
gestaffelter Aktivkohlepreis				×	×				
Aktivkohleregeneration				×	×				
Strompreis						×	×	×	
Abwasserpreis pro m ³									×
Größe der Verdachtsfläche				×					
Tiefenlage des Grundwasserspiegels						×	×	×	
Einbautiefe für Schlitzwand				×					
Schlitzwand-Baukosten				×					
Drainagen-Baukosten				×					
Brunnen-Baukosten	×	×	×						
Pumprate unkontaminierten Wassers						×	×		

Tab. 1: Gliederung der Kosten bei „Pump-and-treat“ für Aktivkohle-Adsorption direkt aus Wasser (W) und aus Luft (L). Die Kreuze kennzeichnen die jeweils relevanten Einflussfaktoren. Zusätzliche Kosten fallen bei Maßnahmen mit kombinierten hydraulischen Kontrollenrichtungen (HK) oder in Form von Abwasserkosten (A) an. Eine gegenseitige Beeinflussung der Einflussfaktoren bleibt in dieser Übersicht unberücksichtigt.

* Abwasserkosten hängen von den örtlichen Vorschriften ab oder können ggf. vernachlässigt werden.

ter (z. B. Schadstoffzusammensetzung und -verteilung, Durchlässigkeit des Grundwasserleiters) als unsichere Faktoren zu betrachten. Demgegenüber gelten andere kostenrelevante Parameter, wie der spezifische Stromverbrauch von Brunnenpumpen und – mit Einschränkungen – die Einheitskosten für den Einbau von hydraulischen Barrieren, als vergleichsweise sicher. Auch bei den externen Faktoren lassen sich sichere Faktoren (z. B. Prüfwerte) von unsicheren (z. B. Zinssatz) trennen (vgl. Abb. 1). Für unsichere Faktoren müssen entsprechende Wertebereiche angesetzt und Sensitivitätsanalysen durchgeführt werden, die den Einfluss des jeweiligen Parameters auf die Gesamtkosten oder Kosten für einzelne Teilleistungen (Kostenelemente) aufzeigen (vgl. BAYER et al. 2001, 2003). Finanziell relevant sind im Wesentlichen die Investitionskosten und laufenden Zahlungen zur Grundwasserförderung und -aufbereitung (FREEZE & GORELICK 1999) sowie für die Ableitung von Abwasser (BAYER 1999). Einzelfallspezifische finanzielle Aufwendungen, wie z. B. Kosten für Planung, Überwachung und Personal, werden in der vorliegenden Prinzipstudie nicht berücksichtigt. Ausgegliedert werden auch Opportunitätskosten, beispielsweise für entgangene Nutzungen des Grundstücks während der Sanierungsmaßnahme (vgl. UMWELTBUNDESAMT 1999).

Die Ergebnisse aus der hydraulischen Modellierung (BAYER et al. 2004) liefern den Bezug zwischen den hydraulischen Standortparametern und den erforderlichen Systemdimensionen. In die Kostenmodelle fließen die szenarienspezifischen Pumpraten ein. Diese werden aus den aus der hydraulischen Modellierung resultierenden normierten Werten für die jeweiligen Standortparameter Verdachtsflächenbreite, hydraulische Durchlässigkeit und Gradient berechnet. Neben den genannten Standortparametern gibt es weitere Einflussfaktoren (z. B. Materialpreise), die für die einzelnen Kostenelemente relevant sind. Tabelle 1 bietet einen Überblick zur Wechselwirkung zwischen Einflussfaktoren und Kostenelementen. Die einzelnen Kostenelemente werden im nachfolgenden Kapitel detailliert beschrieben.

Ökonomisches Modell

Kostenfunktionen

Anders als bei den im Grundwassersanierungsbereich bisher üblichen Kostenansätzen, die v. a. empirisch geprägt sind, soll hier versucht werden, die naturwissenschaftlich fundierte Beschreibung der wesentlichen hydraulischen, hydrogeochemischen und Prozesse mit einer detaillierten funktionalen Beschreibung anfallender Investitionen und Betriebskosten zu verbinden. Der Vorteil dieses Ansatzes liegt in einer sehr viel besseren Prognosefähigkeit solcher Kostenmodelle, auch für Zustände und Zeithorizonte jenseits der vorliegenden empirischen Daten. Durch die Verwendung von Kostenfunktionen lassen sich die Kosten einzelner Teilleistungen oder Anlagenelemente detailliert beschreiben. Dementsprechend werden vereinfachende Annahmen bei der Kostenermittlung weitgehend vermieden, damit die Sensitivitäten einzelner Parameter auf die Sanierungskosten besser dargestellt und nachvollzogen werden.

Beispielsweise können die Kosten für das Fördern und Weiterleiten des Grundwassers auf den Preis für eine Pumpe mit entsprechender Leistung, deren Stromverbrauch unter Berücksichtigung des lokalen Strompreises zurückgeführt werden. Die Wahl der geeigneten Brunnenpumpe richtet sich nach der erforderlichen Förderrate, der Hubhöhe und dem Druckverlust in den Rohrleitungen. Da eine unmittelbare Verwendung entsprechender Datentabellen zu unstetigen Stufenfunktionen führen würde, die im Hinblick auf die Anwendung von Optimierungsverfahren zur Kostenminimierung wenig geeignet sind, werden die Kostenfunktionen durch mathematische Regressions aus den tabellarischen Daten abgeleitet. Auf die gleiche Weise lassen sich auch Staffelungen von Materialpreisen in Abhängigkeit von der Abnahmemenge berücksichtigen. Die Wahl der geeigneten Kostenfunktion kann dabei wahlweise auf recherchierten Mittelwerten beruhen oder sich an anbieterspe-

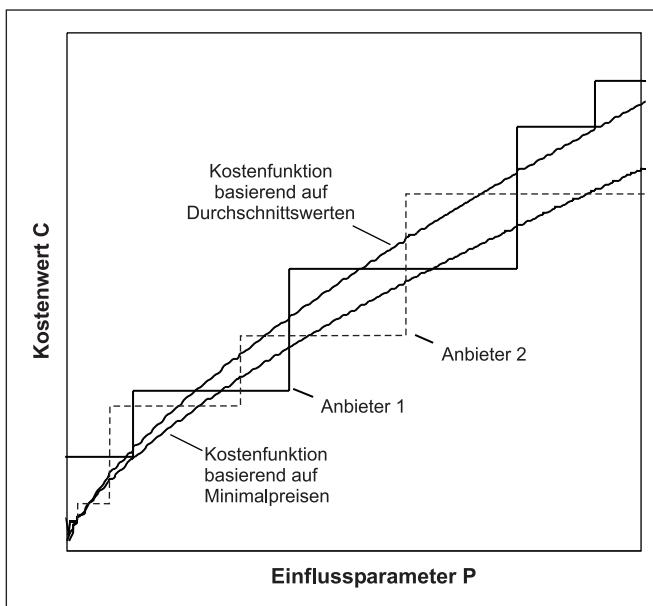


Abb. 2: Regression einer Kostenfunktion ausgehend von gestaffelten Kosten bzw. Preisen.

zifischen Kostenwerten orientieren. Mögliche Beziehungen zwischen Kostenregressionen und Staffelpreisen in Abhängigkeit von einem Einflussparameter (z. B. Förderrate oder Abnahmemenge) werden in allgemeiner Form in Abbildung 2 dargestellt. Als besonders geeignet erwiesen sich in unseren Studien *potenzielle* Regressionen der allgemeinen Form:

$$[1] \quad C = c_1 + c_2 \cdot P^\gamma.$$

C [€] ist hier der Kostenwert, c_1 und c_2 sind Regressionskoeffizienten, γ der Regressionsexponent und P der Einflussparameter. Der Wert von γ liegt zwischen 0 und 1. Er wirkt damit als Dämpfungsparameter, z. B. zur Berücksichtigung von Mengenrabatten. Die Einheiten der Regressionsparameter werden auf die Einheiten der Ausgangswerte abgestimmt. Wird z. B. der Kostenwert von der Förderrate Q [m^3/h] abgeleitet, so erhält c_1 als konstantes Glied die Einheit des Kostenwerts (€) und c_2 als gemischtes Glied und Skalierungsfaktor die Einheit $\text{€} \cdot (\text{m}^3/\text{h})^{-\gamma}$.

Die Kostenfunktionen sind wie die zugrunde liegenden Daten-tabellen den Preisentwicklungen entsprechend zu aktualisieren und gegebenenfalls zu ergänzen.

Investitionskosten

Für den Bau bzw. die Einrichtung eines „Pump-and-treat“-Systems fallen Investitionskosten für den Bau und die Einrichtung der Förderbrunnen und der On-site-Wasseraufbereitungsanlage an. Für alle betrachteten „Pump-and-treat“-Alternativen sind Investitionskosten für den Bau und die Einrichtung eines oder mehrerer Sanierungsförderbrunnen im Abstrom der Verdachtsfläche zu leisten. Die Baukosten sind abhängig von Anzahl, Ausbau und Tiefe der Brunnen. Für die betrachteten PT+-Alternativen ergeben sich je nach Systemdesign zusätzliche Kosten für den Bau und die Einrichtung zusätzlicher Pumpbrunnen im Zustrom einer Verdachtsfläche und/oder für die Installation von hydraulischen Barrieren entlang der Ränder der Schadensfläche. Die Investitionskosten für zusätzliche Förderbrunnen werden wie für die Sanierungsförderbrunnen berechnet. Die Herstellungskosten der hydraulischen Barrieren werden durch folgende Gleichung ermittelt:

$$[2] \quad \text{HK} = \text{BE} + \delta \cdot m \cdot b.$$

Die Einbaukosten leiten sich ab von der Wandfläche (Einbautiefe m , Barrierenlänge b), dem Herstellungspreis je Quadratmeter δ (in dieser Arbeit: $\delta = 90 \text{ €}/\text{m}^2$ für eine Einphasen-Schlitzwand, $m < 25 \text{ m}$) sowie pauschal berechneten Aufwendungen zur Baustelleneinrichtung und Räumung BE (in dieser Arbeit: $\text{BE} = 40.000 \text{ €}$).

Für die Kostenberechnung werden die wesentlichen technischen Elemente der Aufbereitungsanlage einzeln betrachtet und separate Kostenfunktionen formuliert. Damit wird berücksichtigt, dass die Größe und Art einzelner Elemente individuell auf verschiedene Standortparameter abgestimmt werden muss. Die verfahrenstechnischen Angaben und die im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Regressionsparameter beruhen vorwiegend auf Informationen der FA. PRANTNER, Reutlingen, die bisher über 7000 Sanierungsanlagen eingerichtet hat. Das Kernelement bei der Grundwasserreinigung durch Adsorption von Schadstoffen ist der Aktivkohlefilter. Während bei der direkten Adsorption das Wasser unmittelbar in einen oder mehrere Aktivkohlebe-

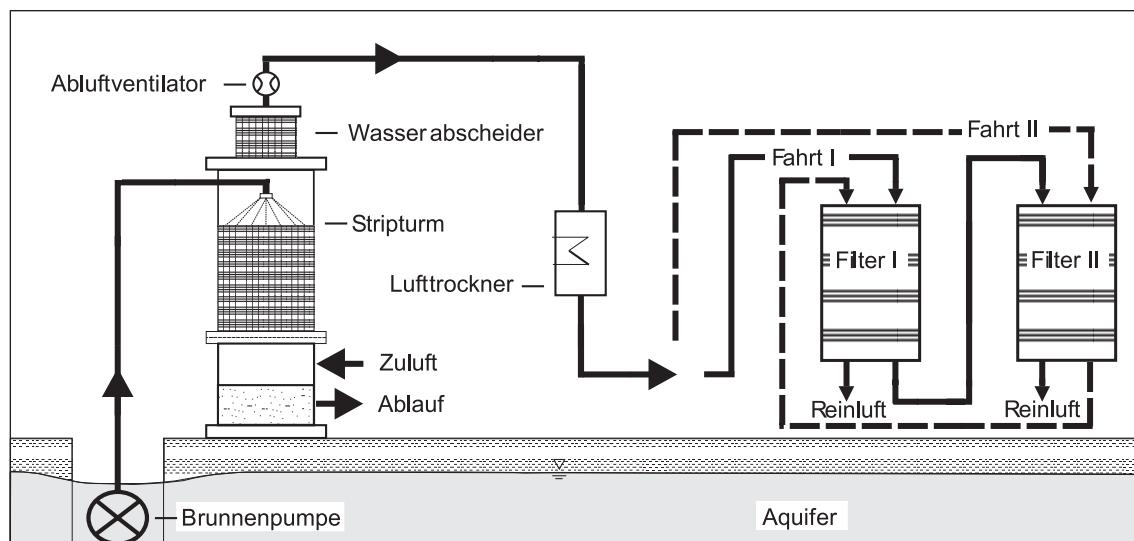


Abb. 3: Darstellung der wichtigsten Anlagenelemente beim Strippenverfahren. Bei der Adsorption direkt aus Wasser wird das geförderte kontaminierte Wasser direkt in die Aktivkohlefiltereinheit geleitet. Um ein vorzeitiges Durchbrechen der Konzentrationsfront zu vermeiden, werden in zwei entgegengesetzten Fahrten zwei gleichwertige Filter durchströmt.

hälter geleitet wird, ist bei der Adsorption aus Luft ein Stripp-Turm vorgeschaltet (vgl. Abb. 3). Hier werden die Schadstoffe vor der Adsorption in die Gasphase überführt, um eine höhere Sorptivität zu erreichen und damit den Aktivkohleverbrauch zu reduzieren. Eine wichtiger Prozessparameter ist hierbei das im Stripp-Turm verwendete Luft/Wasser-Volumenverhältnis, dessen optimaler Wert LW_{opt} von der Flüchtigkeit des jeweiligen Schadstoffs abhängig ist. LW_{opt} bestimmt zusammen mit der Grundwasserförderrate kontaminierten Wassers das Gasvolumen, das im Stripp-Turm umgesetzt wird (vgl. HAND et al. 1986). Auf dieses Gasvolumen sind die Aktivkohlefilter-Einheit, der strombetriebene Abluftventilator sowie der Trockner abzustimmen. Letzterer reduziert die ca. 95 % Luftfeuchtigkeit durch Erhitzung der Abluft aus dem Stripp-Turm.

Die Investitionskosten für die Aufbereitungsanlage sind eine Funktion der Anlagengröße sowie der Anlagenart (Adsorption aus Wasser oder Stripp-Turm mit Adsorption aus der Gasphase). Erfolgt die Aufbereitung der Adsorption direkt aus Wasser, werden die Investitionskosten im wesentlichen durch die erforderliche Größe der Aktivkohlefiltereinheit bestimmt. Letztere ist abhängig von der Grundwasserförderrate und der erforderli-

chen Kontaktzeit im Aktivkohlefilter (20 Minuten laut Angabe der Fa. PRANTNER). Darüber hinaus sind Kosten für Verrohrung und Steuerungselemente zu berücksichtigen, die gegenüber den Aufwendungen für die Aktivkohleeinheit jedoch von vergleichsweise geringer Bedeutung sind. Die Kostenfunktionen für die Investitionskosten in Abhängigkeit von der Grundwasserförderrate sind in Abbildung 4 dargestellt (Parameterwerte nach Gleichung 1: $c_1 = 3.000 \text{ €}$, $c_2 = 1.500 \text{ €} \cdot [\text{m}^3/\text{h}]^{-\gamma}$, $\gamma = 0,85$; $P = Q$, $Q = 1-200 \text{ m}^3/\text{h}$). Bei der Adsorption aus Luft treten zusätzliche Investitionskosten durch die Einrichtung der Stripp-Anlage auf. Während die Anlage zur Adsorption direkt aus Wasser allein auf die Förderrate kontaminierten Wassers abgestimmt wird, ist die Bezugsgröße beim Strippen die Gasdurchsatzrate. Daher hängt die Dimensionierung der wesentlichen Anlagenelemente wie Aktivkohlefilter, Stripp-Turm und untergeordnete Posten wie Trockner, Ventilator und Verrohrung von dem Luft/Wasser-Verhältnis LW_{opt} und der Pumprate Q ab (vgl. Abb. 5). Die Aktivkohlefiltereinheit kann durch die gegenüber der Adsorption an Wasser kürzere erforderliche Kontaktzeit (3 Sekunden gegenüber 20 Minuten) trotz des höheren Volumenstroms deutlich kleiner bemessen werden.

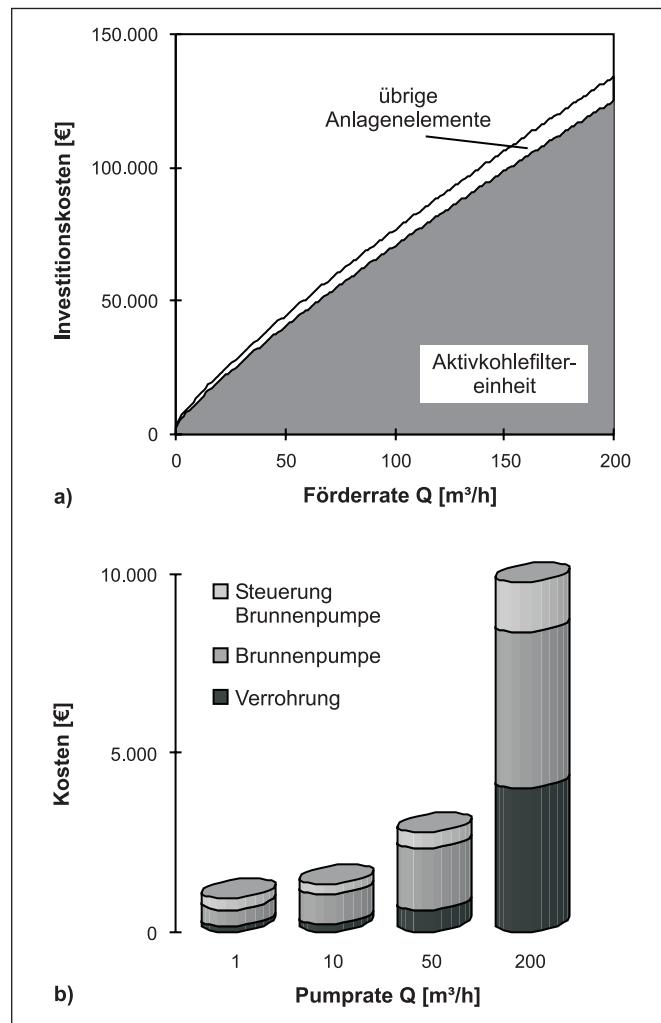


Abb. 4: a) Investitionskosten für Anlagenelemente bei Adsorption direkt aus Wasser (ohne erste Aktivkohlefüllung); b) Untergliederung der Investitionskosten für die Anlagenelemente ohne Aktivkohlefiltereinheit.

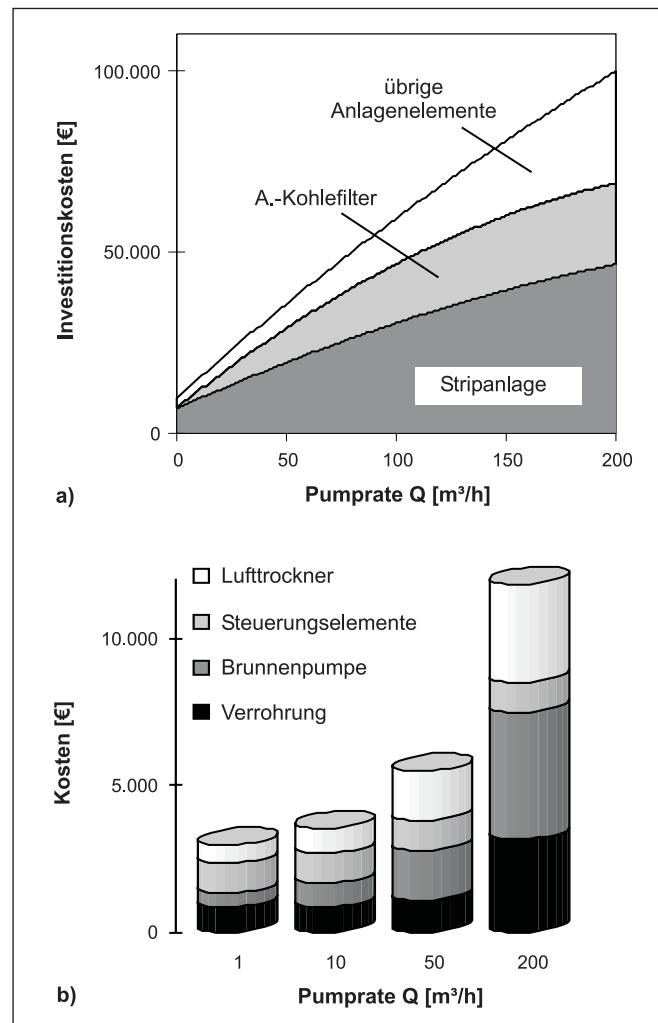


Abb. 5: a) Investitionskosten für Anlagenelemente bei Strippen und Adsorption aus Luft (ohne erste Aktivkohlefüllung); b) Untergliederung der Investitionskosten für die Anlagenelemente ohne Aktivkohlefiltereinheit und Stripp-Turm.

Laufende Kosten

Für den Betrieb eines „Pump-and-treat“-Systems ergeben sich laufende Kosten für die Grundwasserförderung und die anschließende Aufbereitung und/oder Ableitung des geförderten Grundwassers. Die Aufbereitung erfolgt in der Regel durch Adsorption an Aktivkohle. Je nach den sorptiven Eigenschaften eines Schadstoffs wird zwischen der Adsorption direkt aus Wasser oder nach Strippen aus Luft gewählt. Das gereinigte Wasser wird schließlich in Abwasserkanäle, einen Vorfluter o. ä. eingeleitet. Im Einzelfall kann es vorteilhaft sein, zusätzliche Aufbereitungsmaßnahmen bzw. -verfahren in Betracht zu ziehen. Diese sind im Kostenmodell bislang nicht enthalten, können jedoch bei Bedarf als weitere Kostenkomponenten durch entsprechende Kostenmodule berücksichtigt werden.

Für die Grundwasserförderung fallen Stromkosten an. Der Stromverbrauch ist dabei von der Leistung der Brunnenpumpe(n) abhängig. Die erforderliche Größe der Brunnenpumpe(n) wird mithilfe von Pumpenkennlinien aus den Katalogen der Pumpenhersteller auf die Förderrate Q und die zu überwindende Druckhöhe h abgestimmt. Der Zusammenhang zwischen Energieverbrauch E_p (kWh) und den Parametern h und Q kann über eine lineare Näherung für Pumpraten zwischen $Q = 1$ und $Q = 200 \text{ m}^3/\text{h}$ beschrieben werden:

$$[3] \quad E_p = e_1 \cdot h \cdot Q.$$

Der Parameter e_1 ist ein Skalierungsfaktor (z. B. $0,004\text{--}0,006 \text{ kWh}^2 \text{ m}^{-4}$ bei Nennfördermenge). Da der Wirkungsgrad von Brunnenpumpen mit der tatsächlichen Fördermenge steigt, wird der Energiebedarf durch die lineare Näherung (Gl. 3) bei höherer Förderleistung überschätzt. Eine bessere Beschreibung liefert eine Erweiterung von Gleichung 3:

$$[4] \quad E_p = e_1 \cdot (e_2 \cdot h \cdot Q)^\varepsilon.$$

Der Regressionsexponent ε bewirkt bei zunehmender Leistung für kleine Fördermengen einen, verglichen mit der linearen Näherung, stärkeren Anstieg des Energiebedarfs, und für große Fördermengen einen schwächeren Anstieg. Der Parameter e_2 ist ein weiterer Regressionsparameter, der mit e_1 zu ε zusammengefasst werden kann. Die Anpassung der Einheiten erfolgt auf die gleiche Weise wie für Gleichung 1 beschrieben. Aus Datenanalysen wurden Werte von $e' [\text{€}/\text{m} \cdot (\text{m}^3/\text{h})^{-\varepsilon}] = 5,0$ ($h = 5\text{--}10 \text{ m}$) bzw. $5,8$ ($h > 10 \text{ m}$) ermittelt. Für den dimensionslosen Exponent ε wurde der Wert $0,82$ abgeleitet.

Werden Pumpbrunnen im Zustrom einer Verdachtsfläche als zusätzliche hydraulische Kontrolleinrichtungen eines PT+-Systems installiert, so müssen die durch die Förderung von Grundwasser zusätzlich anfallenden Stromkosten ebenfalls berücksichtigt werden.

Die Kosten für die Reinigung bzw. Aufbereitung des kontaminierten Grundwassers gliedern sich in Aufwendungen für Aktivkohle und Stromkosten. Letztere fallen nur an, wenn der Aktivkohleinheit ein Stripp-Turm vorgeschaltet ist. Der Stromverbrauch [kWh] beim Strippen, der durch den Betrieb des Trockners (E_T) und des Ventilators (E_V) zusätzlich anfällt, hängt von der Gasdurchsatzrate ab. Hier eignen sich lineare Näherungen:

$$[5] \quad E_v = v \cdot Q \cdot LW_{\text{opt}}$$

$$[6] \quad E_T = w \cdot Q \cdot LW_{\text{opt}}.$$

Die Parameter v und w stellen die Skalierungsparameter dar und wurden mit $v = 5E-04 \text{ kWh}^2/\text{m}^3$ und $w = 3,33E-03 \text{ kWh}^2/\text{m}^3$ genähert. Die Gesamt-Energiekosten C_E werden aus dem Gesamt-Energiebedarf ΣE [kWh], der Betriebsdauer t_E [h] und dem Strompreis y [€/kWh] abgeleitet:

$$[7] \quad C_E = t_E \cdot y \cdot \sum E.$$

Angesichts des liberalisierten Strommarkts schwanken die Energiepreise nicht nur regional, sondern auch von Anbieter zu Anbieter oder können durch die Aushandlung langfristiger Verträge niedrig gehalten werden. Eine diskrete Formulierung ist daher und nicht zuletzt auch wegen erschwerten Zukunftsprognosen nicht hilfreich. Alternativ zu Gleichung 7 wäre eine Näherung der Stromkosten in Abhängigkeit von dem Energieverbrauch pro Berechnungszeitraum nach Gleichung 1 geeignet, falls die Strompreise mit Mengenrabatten verbunden sind. Die laufenden Kosten für die Beschaffung der für den regelmäßigen Austausch der Reaktorfüllung(en) erforderlichen Aktivkohlemenge werden bestimmt durch die Grundwasserförderrate, die Sorptionseigenschaften der Schadstoffe und die Standzeit bzw. Lebensdauer einer Aktivkohlefilter-Einheit. Die Adsorption der Schadstoffe an Aktivkohle wird durch Isothermen quantifiziert (vgl. SCHWARZENBACH et al. 1993, GRATHWOHL 1998). Die Verwendung von Isothermen zwischen Fest- und Flüssigphase unterstellt, dass der Schadstofftransport im Aktivkohlefilter unter Gleichgewichtsbedingungen stattfindet. Durch die bei der Bestimmung der Anlagendimensionen berücksichtigten Mindestkontaktezeiten ist dies gewährleistet.

Der Aktivkohleverbrauch (Aktivkohlemasse pro Zeiteinheit) kann durch folgende Beziehung aus der Förderrate, den jeweiligen Freundlich-Isothermenparametern und der Schadstoffkonzentration im Förderwasser berechnet werden:

$$[8] \quad \text{Adsorption aus Wasser: } \frac{M_A}{T_A} = \frac{Q}{K_{FW}} \cdot C_w^{1-n_{FW}}$$

$$[9] \quad \text{Adsorption aus Luft: } \frac{M_A}{T_A} = \frac{Q}{K_{FL}} \cdot LW_{\text{opt}}^{n_{FL}} \cdot C_w^{1-n_{FL}}.$$

M_A/T_A = Erforderliche Aktivkohlemenge [kg/h]
 Q = Förderrate kontaminierten Wassers [m^3/h]
 C_w = Schadstoffkonzentration im geförderten Grundwasser [10^{-6} kg/m^3]

LW_{opt} = optimales Luft/Wasser-Volumenverhältnis [-]

K_{FW}, K_{FL} = Freundlich-Koeffizienten [$(10^6 \text{ m}^3/\text{kg})^{n_F}$]

n_{FW}, n_{FL} = Freundlich-Exponenten [-]

Die Annahme von Gleichgewichtsbedingungen entspricht einer scharfen Schadstofffront im Aktivkohlefilter („plug flow“), die nach einer gewissen Standzeit des Filters T_{Op} zu einem „plötzlichen“ Schadstoffdurchbruch am Filter-Ende führt. Die Standzeit T_{Op} , nach der die Aktivkohlefüllung ausgetauscht werden muss, wird berechnet durch folgende Gleichungen (Retardationskoeffizienten R_w, R_L):

$$[10] \quad \text{Adsorption aus Wasser: } T_{\text{Op}} = T_{\text{Cont},W} \cdot R_w \approx T_{\text{Cont},W} \cdot \frac{\rho_A}{n_e} K_{FW} C_w^{n_{FW}-1}$$

$$[11] \quad \text{Adsorption aus Luft: } T_{\text{Op}} = T_{\text{Cont},L} \cdot R_L \approx T_{\text{Cont},L} \cdot \frac{\rho_A}{n_e} K_{FL} C_w^{n_{FL}-1}.$$

Die Berechnung des Aktivkohleverbrauchs nach Gleichung 8 bzw. Gleichung 9 impliziert, dass der Aktivkohlefilter nach T_{op} vollständig beladen ist. Da im Aktivkohlefilter unter realen Bedingungen sich jedoch nur näherungsweise ein Sorptionsgleichgewicht einstellt, wird die maximale Beladekapazität nicht erreicht, und der Schadstoffdurchbruch erfolgt vor Ende der nach Gleichung 10 bzw. Gleichung 11 ermittelten Standzeit (vgl. FINKEL et al. 1998). Um dies zu vermeiden, können sogenannte Polizeifilter nachgeschaltet, oder es kann zwischen zwei gleichwertigen Aktivkohlefilter-Einheiten gewechselt werden (vgl. Abb. 3). Das in dieser Arbeit verwendete Kostenmodell betrachtet letzteren Fall.

Für eine exakte Berechnung des Aktivkohleverbrauchs bzw. der Standzeit des Aktivkohlefilters ohne vorherige Festlegung von Kontaktzeiten kann die Berechnung nach Gleichung 8 bzw. Gleichung 9 durch ein analytisches Transportmodell (vgl. ROSEN 1954, TEUTSCH et al. 1997) ersetzt werden. Bei zeitlicher Variabilität und/oder bei Kontaminationen mit mehreren Schadstoffen empfiehlt sich eine Berechnung mit dem *pore surface diffusion model* (PSDM) nach CRITTENDEN et al. (1986). Sämtliche bislang durchgeführten Vergleiche dieser unterschiedlichen Modellansätze zeigen jedoch, dass die Berechnung nach Gleichung 8 bzw. Gleichung 9 nur bei extrem hohen Schadstoffkonzentrationen zu relevanten Fehlern führt.

Der Preis für Aktivkohle ist nach der Abnahmemenge M_A [kg] gestaffelt. Zusätzlich zu den Aufwendungen für die Anschaffung müssen noch die Kosten für Transport, Lagerhaltung, Einfüllung, Entleerung und Regeneration abgeschätzt werden. Diese Leistungen sind im spezifischen Preis für Aktivkohle C_{GAC} [€/kg] enthalten. C_{GAC} [€/kg] richtet sich nach Typ, Einsatz-Milieu, Anbieter und Abnahmemenge und wurde über potenzielle Regressionen genähert:

$$[12] C_{GAC} = c_A \cdot M_A^{\mu}.$$

Für den Regressionsparameter c_A wurde für Adsorption aus Luft ein Wert von 2,92 [€/kg^{1+μ}], für Adsorption aus Wasser ein Wert von 3,75 [€/kg^{1+μ}] angenommen. Der Exponent μ hat, da es sich um spezifische Kosten handelt, einen negativen Wert zwischen -1 und 0 (hier: -0,04).

In Deutschland sind Abwassergebühren von großer Bedeutung. Sie variieren stark regional (zwischen 1,5 und > 3 €/m³). An manchen Standorten kann, falls keine Prämisen bezüglich der Verunreinigung von abgeleitetem Wasser gelten, die Aufbereitung wegfallen. Für den im Rahmen der nachfolgenden Kostenanalyse betrachteten Referenzstandort wird prinzipiell angenommen, dass für die Ableitung des aufbereiteten Wassers keine Abwassergebühren zu zahlen sind. Der Einfluss von Abwassergebühren auf die Gesamtkosten von „Pump-and-treat“-Maßnahmen wird an einer abschließenden Beispielsrechnung dargestellt.

Für Anlagenteile mit einer eingeschränkten Lebensdauer sind Instandhaltungskosten in Form von in regelmäßigm Turnus anfallenden Reinvestitionskosten im Kostenmodell zu berücksichtigen. Im Falle der betrachteten „Pump-and-treat“-Systeme sind dies Brunnenpumpen, Verrohrungen, Steuerelemente, Aktivkohlefilter und Stripp-Anlage. Für die Lebensdauer wird einheitlich ein Wert von zehn Jahren angenommen.

Dynamische Kostenberechnung

Die Berechnung der laufenden Kosten und von Zukunftsinvestitionen für die gesamte Sanierungsdauer erfordert die Berücksichtigung von Zinswert und Inflation. Zur finanzmathematischen Aufbereitung, die erst eine Kostenvergleichsrechnung ermöglicht, empfiehlt die LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA 1998) einen dimensionslosen *Diskontierungsfaktor* DF_t (Gleichung 13), mit dem die laufenden Kosten als progressiv steigende Reihe zu multiplizieren sind. Die laufenden Kosten werden dabei zu jährlichen Kosten zusammengefasst.

$$[13] DF_t = (1+p) \cdot \frac{(1+i)^t - (1+p)^t}{(1+i)^t \cdot (i-p)}.$$

p = reale, inflationsbereinigte jährliche Preissteigerungsrate [-]

i = realer, inflationsbereinigter Zinssatz [-]

t = Anzahl der Berechnungsjahre [-]

Die Stromkosten z. B. über den gesamten Sanierungsverlauf gerechnet lassen sich nun aus Gleichung 6 ableiten (jährliche Abzahlung):

$$[14] C_{E_{tot}} = DF_t \cdot (t_e \cdot y \cdot \sum E).$$

Zur Summierung der Reinvestitionen unter Berücksichtigung der Preissteigerungsrate und dem Zinssatz schlägt LAWA (1998) eine Kombination des Akkumulationsfaktors für eine Einzelzahlung mit dem Diskontierungsfaktor für eine Einzelzahlung vor ($t = 0, 10, 20 \dots$ Jahre):

$$[15] AF_t = \sum_{u=0}^{t-1} \left(\frac{1+p}{1+i} \right)^{10 \cdot u}.$$

Abbildung 6 verdeutlicht den Einfluss der beiden Faktoren DF_t und AF_t bei der Berechnung der laufenden Kosten sowie die Abhängigkeit der Faktoren von der Sanierungsdauer an einem Beispiel (Zinssatz $i = 7\%$, Preissteigerungsrate $p = 2\%$). Insbesondere wenn, wie im vorliegenden Fall, Sanierungssysteme mit stark unterschiedlichen Anteilen von Investitionskosten und laufenden Kosten betrachtet werden, ist die Diskontierung (Abzinsung) zukünftiger Ausgaben ein wesentlicher Faktor bei der vergleichenden ökonomischen Bewertung. Die Bedeutung der Abzinsung lässt sich an dem dargestellten Beispiel zeigen: Für eine Sanierungsdauer von 30 Jahren ergibt sich $DF_t \approx 15$, d. h. der (abgezinste) Kostenbarwert von jährlich über den gesamten Sanierungszeitraum anfallenden Zahlungen beträgt das 15-fache des jährlichen Zahlungsbetrags und damit lediglich die Hälfte der Summe der jährlichen Zahlungen. Zu beachten ist, dass die Änderung der dynamischen Kostenfaktoren mit zunehmender Sanierungsdauer abnimmt. Das bedeutet, dass auch der Einfluss der Sanierungsdauer auf die Gesamtkosten bei sehr langen Sanierungszeiten (> 30 Jahre) zunehmend geringer wird. Dies gilt umso mehr, je höher die Differenz zwischen Zinssatz und Preissteigerungsrate ist (vgl. BAYER et al. 2001). Auf den Jetztwert gerechnet, werden die anfallenden Kosten bei steigender Sanierungsdauer mehr und mehr aus den Zinserträgen gezahlt. Eine Verschiebung von (kostenrelevanten) Leistungen in die Zukunft ist daher, sofern im Rahmen der Sanierungsvorgaben überhaupt möglich, in jedem Fall ökonomisch sinnvoll. Für das dargestellte Beispiel lassen sich Grenzwerte der Faktoren DF_t , AF_t und damit der zu prognostizierenden Gesamtkosten ermitteln. Die Grenzwerte $DF_{t,max}$ von DF_t sind in Abbildung 7 in Ab-

hängigkeit von Zinssatz und Preissteigerungsrate aufgetragen. Allgemein gilt, dass $DF_{t,\max}$ bei konstanter Preissteigerungsrate indirekt proportional zur Zinsrate ist:

$$[16] \quad DF_{t,\max} = \frac{1+p}{i-p}.$$

Je höher der effektive Zins ($i - p$) ist, umso früher tragen sich die jährlichen Ausgaben für die Sanierung aus den Zinserträgen. Es lässt sich ableiten, dass 90 % der Gesamtkosten bereits nach einer Dauer von ca. dem 2,4fachen Wert von $DF_{t,\max}$ in Jahren gezahlt worden sind.

$$[17] \quad t_{90\%} \approx 2,4 \frac{1+p}{i-p} [\text{Jahre}].$$

Die Werte von $DF_{t,\max}$ bzw. von $t_{90\%}$ zeigen eine deutliche Abnahme der Sensitivität auf den Zinssatz i , wenn dieser mehr als ca. 5 % über der Preissteigerungsrate liegt. Bis zu dieser Schranke bestimmt v. a. die Differenz ($i - p$) den Wert von $DF_{t,\max}$. Da mit Zunahme von ($i - p$) die Zinserträge aus den ersten Jahren an Bedeutung gewinnen, nimmt für ($i - p$) > 5 % der Einfluss von ($i - p$) auf den Wert von $DF_{t,\max}$ stark ab. Das spiegelt wieder, dass Zukunftsausgaben umso früher aus Zinseinkünften der ersten Jahre mitfinanziert werden können, je höher diese Zins- einkünfte sind.

Vergleichende ökonomische Bewertung der „Pump-and-treat“- Konzepte

Vorbemerkungen

Für die ökonomische Bewertung der im ersten Teil dieser Arbeit (BAYER et al. 2004) vorgestellten „Pump-and-treat“-Sanierungsszenarien (Tab. 2) wird ein hypothetischer Standort betrachtet. Ausgehend von einem Referenzfall werden die wichtigsten kostenrelevanten Parameter systematisch verändert und ihr Einfluss auf die Gesamtkosten der konventionellen

„Pump-and-treat“-Maßnahme (Szenario A) und der PT+-Verfahren (Szenarien B bis H) untersucht. Damit soll aufgezeigt werden, unter welchen Bedingungen bzw. Annahmen der Einsatz von PT+-Verfahren zur Einsparung von Kosten gegenüber dem konventionellen „Pump-and-treat“-Verfahren führt.

Beschreibung des Referenzfalls

In Entsprechung der in der hydraulischen Analyse betrachteten Szenarien (BAYER et al. 2004) wird folgende Standortsituation als Referenzfall betrachtet: Eine quadratische Schadensverdachtsfläche (Breite $w = 100$ m) wird von einem 50 m unterstromig positionierten Sanierungsbrunnen hydraulisch gesichert. Die hydraulische Durchlässigkeit des 10 m mächtigen, gespannten Aquifers beträgt 0,005 m/s, der hydraulische Gradient 0,1 %. Die Mächtigkeit der Überdeckung des Aquifer wird mit 3 m angenommen. Für die Sanierungsdauer wird in Anlehnung an FREEZE & MCWORTHER (1997) ein Wert von 30 Jahren angesetzt. Weiterhin wird für den Referenzfall von einem Zinssatz $i = 3\%$ und einer Preissteigerungsrate $p = 2\%$ ausgegangen.

Einfluss von Schadstofftyp und Aufbereitungsverfahren

Bei Grundwasserschäden mit organischen Schadstoffen stellen leichtflüchtige halogenierte (chlorierte) Kohlenwasserstoffe die Hauptgruppe dar. Für die Bewertung wurden aus dieser Gruppe besonders häufig anzutreffende Schadstoffe herausgegriffen, um den Einfluss von Schadstofftyp auf die Gesamtkosten einer Sanierung aufzuzeigen. Zu Vergleichszwecken wird zusätzlich ein polzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff, Acenaphthen (Ace), betrachtet. Abbildung 8 zeigt exemplarisch für Fälle mit den chlorierten Kohlenwasserstoffen Perchlorethen (PCE), cis-1,2-Dichlorethen (cis-DCE), Vinylchlorid (VC) und Ace, welche Gesamtkosten für Szenario A je nach Schadstofftyp und Art des Aufbereitungsverfahrens bei einer Schadstoffkonzentration von 1.000 mg/m³ zu erwarten sind. Die errechneten

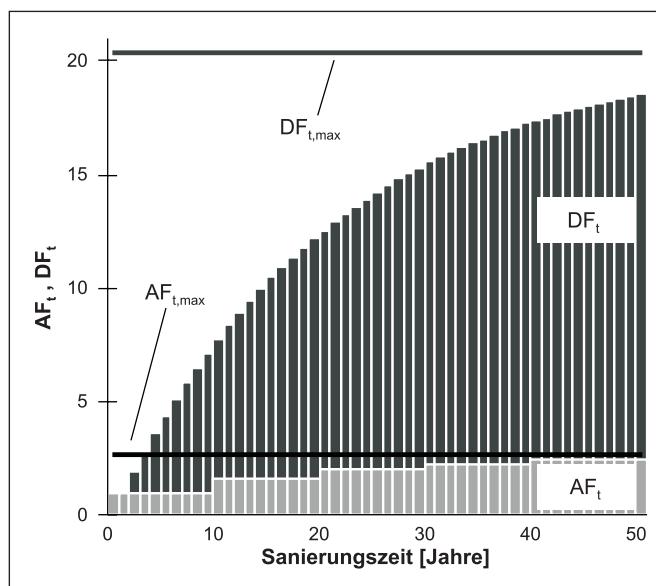


Abb. 6: Entwicklung von AF_t und DF_t in Abhängigkeit von der Sanierungszeit bei einem Zinssatz von $i = 7\%$ und einer Preissteigerungsrate von $p = 2\%$. Dargestellt sind zusätzlich die Grenzwerte für AF_t ($AF_{t,\max}$) und für DF_t ($DF_{t,\max}$).

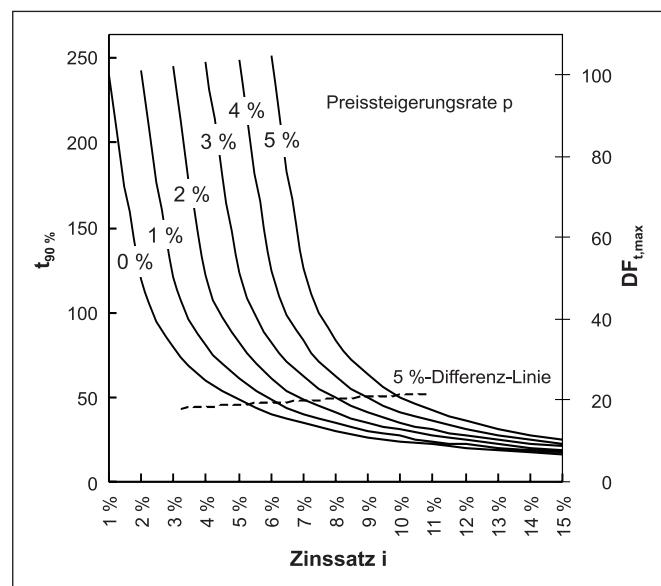


Abb. 7: Zusammenhang zwischen Zinssatz, Preissteigerungsrate, DF_t und $t_{90\%}$ bei jährlich gleichbleibenden Ausgaben.

Tab. 2: Übersicht über die betrachteten Sanierungsszenarien

Szenario	Beschreibung	Länge der zusätzl. Barrieren	Pumprate an den zusätzl. Pumpbrunnen
A	Konventionelles „Pump-and-treat“-System	keine	keine
B	Barriere am oberstromigen Rand der Schadensverdachtsfläche	variabel	keine
C	Barriere am unterstromigen Rand der Schadensverdachtsfläche	variabel	keine
D	Barrieren am ober- und unterstromigen Rand der Schadensverdachtsfläche	variabel	keine
E	Barrieren am oberstromigen Rand und an den seitlichen Rändern der Schadensverdachtsfläche	variabel	keine
F	Pumpbrunnen im Zustrom der Verdachtsfläche	keine	variabel
G	Pumpbrunnen im Zustrom und Barrieren an den seitlichen Rändern der Schadensverdachtsfläche	$b_1 = b_2 = w$	variabel
H	Barrieren am oberstromigen Rand und an den seitlichen Rändern der Schadensverdachtsfläche	$b = 3w$	variabel

Gesamtkosten variieren deutlich zwischen 190.000 € und 1.320.000 €. Für gut sorbierende Schadstoffe wie PCE und Ace ergeben sich geringe, für VC mit sehr schlechten sorptiven Eigenschaften die höchsten Gesamtkosten. Wie Abbildung 8 weiter zeigt, werden die Unterschiede in den Gesamtkosten vor allem durch die Aktivkohlekosten dominiert, die mit abnehmender Sorptivität des Schadstoffs steigen. Bei PCE und cis-DCE nehmen sie einen geringeren Anteil an den Gesamtkosten ein, wenn das Strippenverfahren eingesetzt wird. Dennoch muss sich

der Einsatz einer Strippanlage nicht grundsätzlich lohnen. Bei PCE-Schadensfällen kann nicht nur für dieses Beispiel gezeigt werden, dass Adsorption direkt aus Wasser finanziell günstiger ist. Der Grund hierfür sind die Anschaffungs- und Energiekosten für den Betrieb der Strippanlage, die durch den geringeren Aktivkohleverbrauch nicht ausgeglichen werden. Für die weiteren Betrachtungen zur Sensitivität anderer Einflussparameter wird von einer Schadstoffsituation mit cis-DCE als prioritärem Schadstoff ausgegangen. Kontaminant cis-DCE

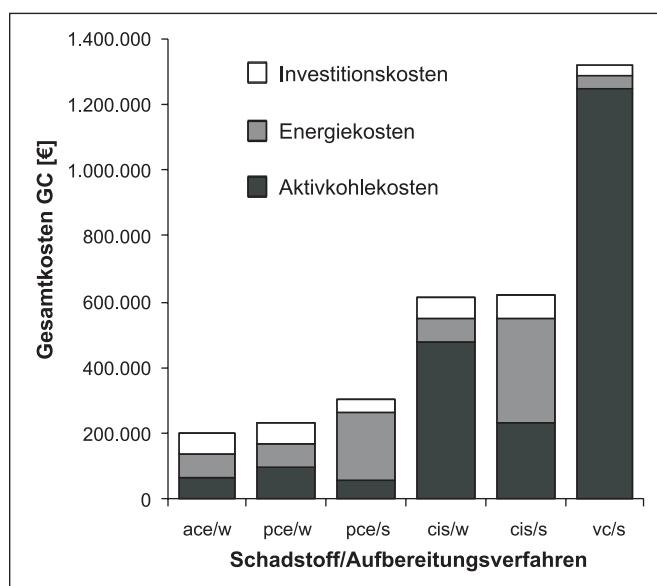


Abb. 8: Szenario A: Anteile von Investitionskosten und laufenden Kosten (Energie, Aktivkohle) an den errechneten Gesamtkosten für die Sanierung des Referenzfalls bei einer Dauer von 30 Jahren (w: Direkt-Adsorption, s: Strippen mit Adsorption aus der Gasphase).

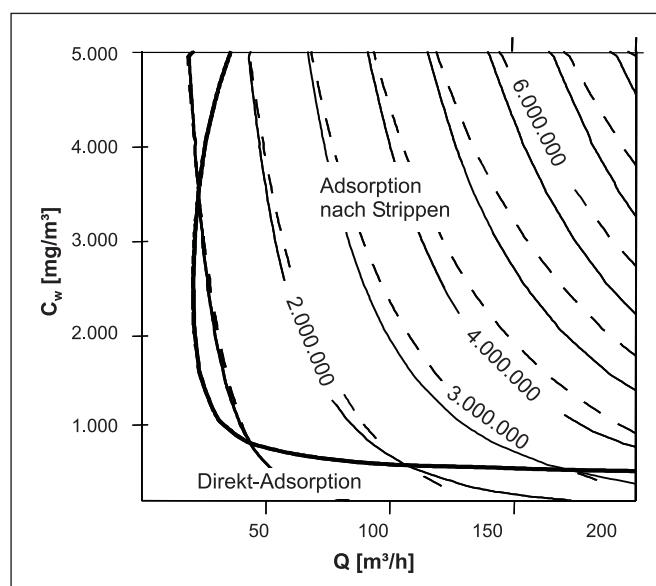


Abb. 9: Szenario A: Abhängigkeit der Gesamtkosten GC von der Pumprate kontaminierten Wassers und der Schadstoffkonzentration (*cis*-DCE) im Grundwasser C_w . Die fette Linie unterteilt die Bereiche, in denen Direkt-Adsorption (durchgezogene Isolinen) günstiger ist als der Einsatz des Strippenverfahrens (gestrichelt).

weist unter den zuvor betrachteten Schadstoffen eine mittlere Sorptivität auf und stellt daher in Bezug auf die Anforderungen an die Wasseraufbereitung und damit hinsichtlich der spezifischen Aufbereitungskosten einen „mittleren Schadstofftyp“ dar. Die Gesamtkosten für Szenario A für unterschiedliche Pumperraten und Konzentrationen zeigt Abbildung 9. Mit zunehmender Konzentration steigt der Aktivkohleverbrauch an, sodass die Kosten für Aktivkohle die Gesamtkosten der Sanierung mehr und mehr dominieren. Der geringere Aktivkohleverbrauch wird hier zum entscheidenden Vorteil für das Stripp-Verfahren. Demgegenüber ist bei niedrigen Konzentrationen und bei geringen Durchsatzraten die Adsorption direkt aus Wasser billiger.

Einsparungspotenzial von PT+-Verfahren in Abhangigkeit von Diskontierung und Schadstoffkonzentration

Wie in den obigen Ausführungen zur dynamischen Kostenrechnung bereits dargestellt wurde, ist die Diskontierung der laufenden Kosten für die Gesamt-Sanierungskosten bzw. für deren relative Gewichtung zu den Investitionskosten von großer Bedeutung. Der Einfluss der Diskontierung soll daher nachfolgend für fünf der insgesamt acht Szenarien aus Tabelle 2 näher untersucht werden (Szenarien A, D, F, G und H). In diesem Zusammenhang muss auch die Schadstoffkonzentration im Förderwasser berücksichtigt werden, welche die Höhe der laufenden Kosten wesentlich beeinflusst (vgl. Abb. 9). In einem ersten Schritt werden zunächst nur die effizientesten Varianten der ausgewählten PT+-Szenarien betrachtet (Szenario D: Länge der ober- und unterstromigen Barrieren $b_u = b_o = w = 100$ m; Szenario F, G und H: optimale Entnahmerate an den zusätzlichen oberstromigen Pumpbrunnen). Das prozentuale Kosteneinsparungspotenzial der PT+-Varianten gegenüber einem konventionellen „Pump-and-treat“-System (Szenario A) in Abhängigkeit von der cis-DCE-Konzentration im Förderwasser zeigt Abbildung 10a für den Referenzfall. Die Sanierungskosten für das konventionelle Verfahren bewegen sich hierbei zwischen 432.000 € (Konzentration in Wasser $C_w = 100$ mg/m³) und 1.120.000 € ($C_w = 5.000$ mg/m³). Bei geringen Konzentrationen von cis-DCE ist mit zusätzlichen hydraulischen Kontrolleinrichtungen keine oder nur eine unwesentliche Reduzierung der Sanierungskosten erreichbar. Hier sind die Anlagen- und Betriebskosten für die Ex-situ-Wasseraufbereitung zu gering, als dass durch Investitionen in pumpratenreduzierende Maßnahmen merkliche Einsparungen erreicht werden könnten. Für Szenario G ergeben sich aufgrund der Investitionskosten für die Einrichtung von Schlitzwänden Mehrkosten gegenüber Szenario A.

Ein verändertes Bild ergibt sich, wenn man von einem Zinssatz von 8 % (gegenüber 3 % im Referenzfall) ausgeht (Abb. 10b). Die Gesamtkosten für das konventionelle Verfahren verringern sich nun auf Werte zwischen 243.000 € ($C_{\text{cis-DCE}} = 100 \text{ mg/m}^3$) und 614.000 € ($C_{\text{cis-DCE}} = 5000 \text{ mg/m}^3$). Durch den höheren effektiven Zins sinken durch den größeren Zinsgewinn die errechneten Kostenbarwerte der Gesamtausgaben. Entsprechend erhalten die Investitionskosten am Anfang der Maßnahme eine stärkere Gewichtung. Die Effizienz des Einsatzes von hydraulischen Barrieren (Szenarien D, G und H) nimmt deutlich ab. Bei Konzentrationen von 500 bis zu 2.500 mg/m³ ist Szenario F die kostengünstigste Alternative. Eine oberstromige und seitliche Umschließung der Verdachtsfläche durch eine Schlitzwand (Szenario H) führt nur bei Konzentrationen über 1.500 mg/m³ zu geringeren Sanierungskosten im Vergleich zu Szenario A.

Mit der Schadstoffkonzentration steigen jedoch die erzielbaren Einsparungen, sodass für cis-DCE-Konzentrationen über 2.500 mg/m³ dieses Szenario die günstigste Alternative darstellt. Einen Vergleich der Sanierungskosten aller Varianten der acht „Pump-and-treat“-Sanierungsszenarien (Tab. 2) für den Referenzfall und eine cis-DCE-Konzentration im Grundwasser von 2.500 mg/m³ zeigt Abbildung 11. Die Gesamtkosten für eine konventionelle „Pump-and-treat“-Maßnahme betragen in diesem Fall 834.000 €. Durch zusätzliche Pumpbrunnen im Zustrom der Schadensverdachtsfläche (Szenario F) sind Einsparungen von bis zu 13 % der Gesamtkosten möglich. Werden neben den oberstromigen Pumpbrunnen auch seitliche Barrieren (Szenario G) installiert, wirken sich diese bei geringen oberstromigen Pumpraten Q_2 finanziell nachteilig aus. Für $Q_2 > 50 \text{ m}^3/\text{h}$ werden die Investitionskosten für die seitliche Barrieren durch Einspa-

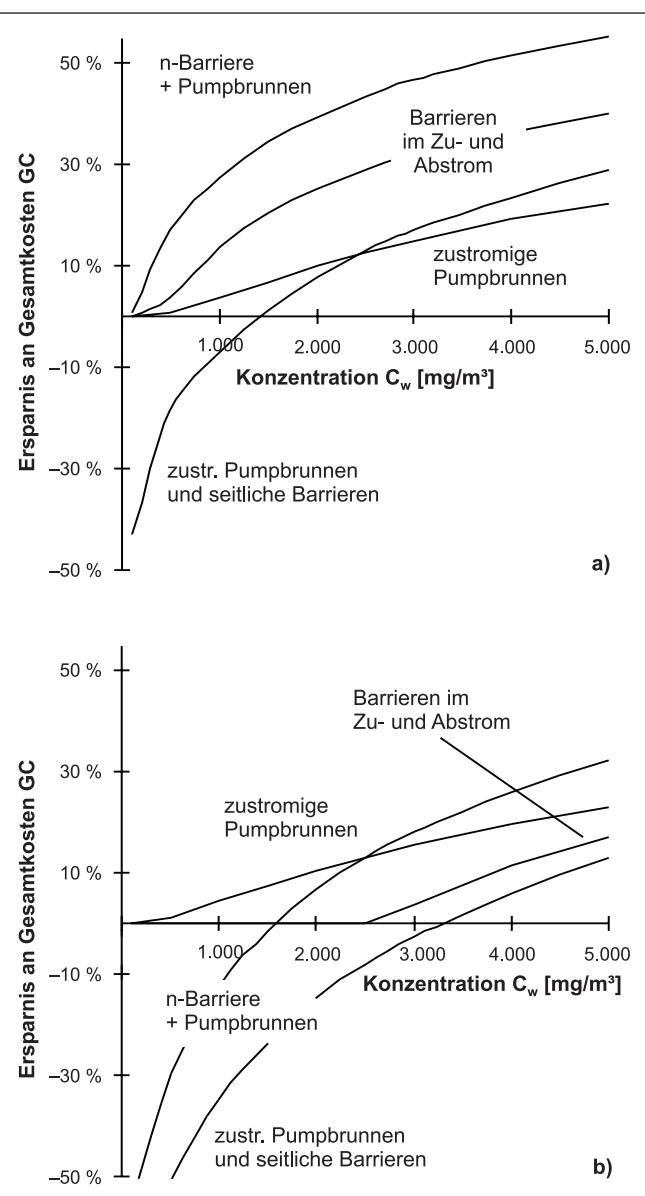


Abb. 10: Relative Gesamtkosten für kombinierte „Pump-and-treat“-Barrieren-Systeme am Referenzfall bei einem Zinssatz von $i = 3\%$ (a) bzw. 8% (b).

nung von Aufbereitungskosten ausgeglichen. Ein finanzieller Vorteil gegenüber Szenario F wird jedoch nicht erreicht. Für das Szenario E (Barriere oberstromig und entlang der Seiten der Schadensverdachtsfläche) führt oberstromiges Pumpen grundsätzlich zu Mehrkosten (vgl. Szenarien E und H). Szenario E erweist sich für den gewählten Standort als die finanziell günstigste Option. Die Gesamtkosten können gegenüber der konventionellen „Pump-and-treat“-Maßnahme um 44 % auf 471.000 € verringert werden. Für die optimalen Varianten der weiteren PT+-Szenarien mit zusätzlichen Barrieren ergeben sich höhere Sanierungskosten: 806.000 € für Szenario B, 729.000 € für Szenario C und 598.000 € für Szenario D. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass für die Annahmen des Referenzfalls die Kosteneinsparungen mit zunehmender Barrierenlänge steigen.

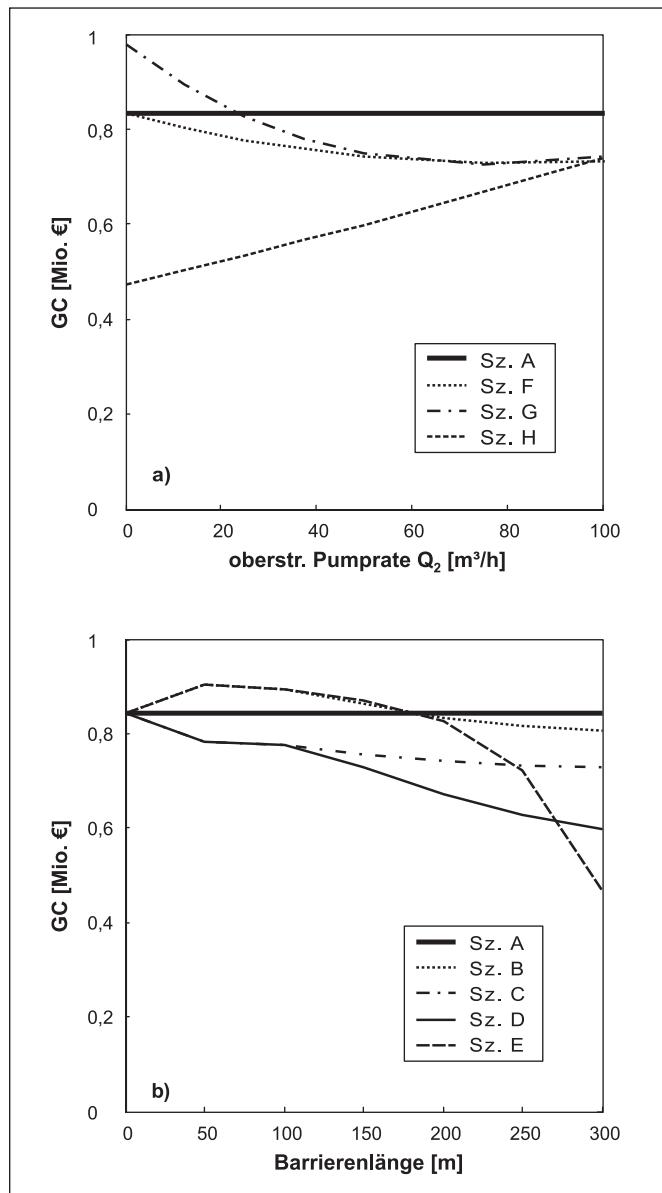


Abb. 11: Gesamtkosten für konventionelles im Vergleich zu kombiniertem „Pump-and-treat“ am Referenzfall für eine konstante Konzentration von 2.500 mg/m³ von cis-DCE im geförderten Grundwasser.

Einfluss hydraulischer Standortparameter und der Verdachtsflächengröße auf die Gesamtkosten

Die Verdachtsflächengröße und die hydraulischen Standortparameter (hydraulische Aquiferdurchlässigkeit, hydraulischer Gradient) bestimmen den Durchfluss durch die Verdachtsfläche (vgl. Gl. 1 und 2 in BAYER et al. 2004). Sie nehmen daher unmittelbar Einfluss auf die für eine Sicherung der Verdachtsfläche erforderliche Grundwasserförderrate. Um den Einfluss der genannten Größen exemplarisch aufzuzeigen, wird die vom Referenzfall abweichende Situation eines 5 m (statt 10 m) mächtigen Aquifers bei einem hydraulischen Gradienten von 0,002 (statt 0,001) betrachtet. Der Durchfluss durch die Schadensverdachtsfläche bleibt in diesem Fall unverändert, die Mächtigkeit und damit die Fläche der zusätzlichen Barrieren (Schlitzwände) reduziert sich jedoch für alle entsprechenden PT+-Szenarien.

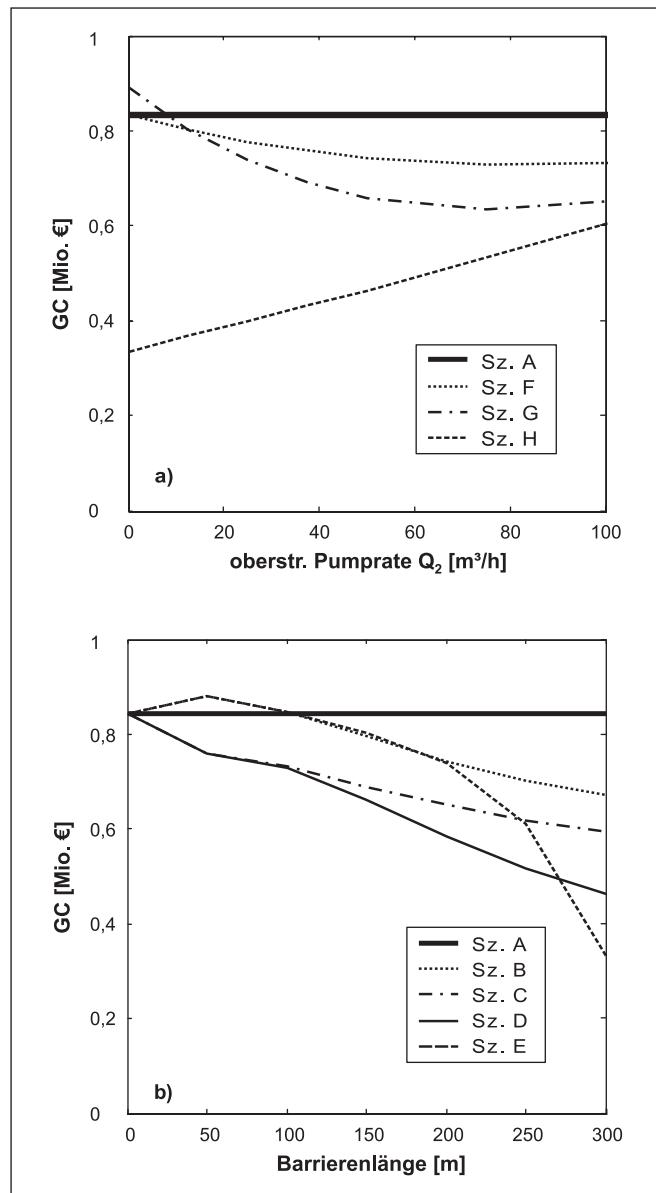


Abb. 12: Gesamtkosten für konventionelles im Vergleich zu kombiniertem „Pump-and-treat“ am Referenzfall für eine konstante Konzentration von 2.500 mg/m³ von cis-DCE im geförderten Grundwasser. Im Vergleich zu Abbildung 11 wurde der regionale hydraulische Gradient auf 0,002 verdoppelt, die Aquifermächtigkeit auf 5 m halbiert.

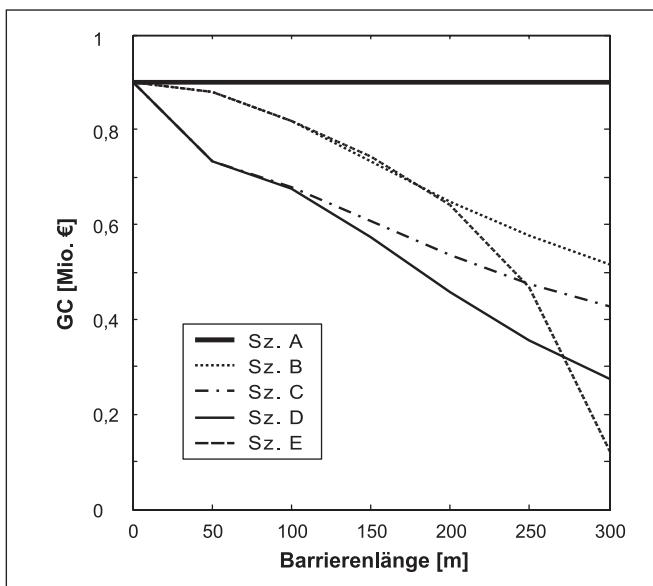


Abb. 13: Gesamtkosten für konventionelles im Vergleich zu „Pump-and-treat“ mit ausschließlich Barrieren am Referenzfall für eine konstante Konzentration von 2.500 mg/m³ von cis-DCE im geförderten Grundwasser mit zusätzlichen Abwasserkosten von 1,50 €/m³.

Wie in Abbildung 12 dargestellt, errechnen sich durch die geringeren Investitionskosten für die zusätzlichen Barrieren höhere Einsparungen der PT+-Szenarien im Vergleich zum konventionellen „Pump-and-treat“-System, dessen Gesamtkosten unverändert bleiben. Für Szenario E ergeben sich Gesamtkosten von 336.000 € (40 % der Gesamtkosten des konventionellen „Pump-and-treat“-Systems). Die Gesamtkosten der Szenarien mit zusätzlichen Pumpbrunnen oberstromig der Schadensverdachtfäche bleiben hingegen gleich.

Auswirkung zusätzlicher laufender Kosten auf die Gesamtkosten

Den bislang vorgestellten Ergebnissen der Kostenanalyse liegt die Annahme zugrunde, dass laufende Kosten ausschließlich für Energieverbrauch und Anschaffungskosten für Aktivkohle zum Fördern und Aufbereiten des Grundwassers anfallen. Je nach den vorherrschenden Verhältnissen an einem Standort können jedoch Zusatzmaßnahmen im Wasseraufbereitungsprozess erforderlich werden, die zusätzliche laufende Kosten bedingen. Beispielsweise behindern hohe Karbonat- oder Eisengehalte im geförderten Grundwasser das Strippenverfahren, sodass zusätzlich Fällungsvorrichtungen vorgesehen werden müssen. Auch können extrem hohe Schadstoffkonzentrationen gegenüber dem Standard aufwendigere Aufbereitungsverfahren erfordern. Umge-

kehrt kann gegebenenfalls auf eine Aufbereitung verzichtet werden, wenn die behördlichen Bestimmungen dies ermöglichen. In vielen Fällen können Abwassergebühren die laufenden Kosten merklich, ggf. sogar drastisch erhöhen. Diese und andere Faktoren müssen in standortbezogenen Kostenvergleichsrechnungen in jedem Fall berücksichtigt werden. Für die ökonomische Bewertung einzelner Szenarien können sie einen entscheidenden Einfluss haben. So kommen zusätzliche aktive Maßnahmen wie die Förderung unkontaminierten Grundwassers im Oberstrom der Schadensverdachtfäche grundsätzlich nicht in Betracht, falls eine Wiedereinleitung nicht genehmigt wird und stattdessen Abwassergebühren zu entrichten sind. Um die Bedeutung von zusätzlich anfallenden laufenden Kosten exemplarisch zu erläutern, wird in der folgenden Betrachtung ohne weitere Begründung der Ursache ein Kostenaufschlag von 0,10 € pro m³ (diskontiert) angenommen. Betrachtet werden die PT+-Szenarien mit zusätzlichen Barrieren (Szenarien A bis E) für den Referenzfall einer cis-DCE-Kontamination mit Konzentrationen im Förderwasser von 2.500 mg/m³. Die Gesamtkosten aller Szenarien erhöhen sich erwartungsgemäß. Für die PT+-Szenarien nehmen sie jedoch aufgrund der kleineren Förderraten in geringerem Maße zu als für die konventionelle „Pump-and-treat“-Maßnahme (1,37 Mio. € mit Kostenaufschlag, 834.000 € ohne). Die geringere Sensitivität der PT+-Szenarien auf zusätzliche laufende Kosten kann auch wie folgt begründet werden: Durch den Einsatz zusätzlicher Barrieren erhöhen sich die spezifischen Gesamtkosten pro m³ (0,78 €/m³ für Szenario E mit Barrierenlänge B = 300 m gegenüber 0,16 €/m³ für Szenario A). Kostenaufschläge fallen dementsprechend weniger ins Gewicht und der finanzielle Vorteil von PT+-Sanierungsszenarien erhöht sich. Für Szenario E (B = 300 m) ergeben sich hier Einsparungen von max. 849.000 € (62 % der Gesamtkosten für Szenario A). Aus der vorangegangenen Betrachtung wird klar, dass auch für den Fall, dass keine Aufbereitung des Wassers erforderlich ist, stattdessen jedoch Abwasserkosten zu zahlen sind, die PT+-Szenarien kosteneffizienter als ein PT-System sind. Die Gesamtkosten der Szenarien A bis E bei Annahme einer Abwassergebühr von 1,5 €/m³ (entspricht in etwa dem unteren Limit in Baden-Württemberg) sind in Abbildung 13 dargestellt. Sie betragen nun für das Szenario A 8,9 Mio. € und damit etwa das Zehnfache der Kosten für den Referenzfall (cis-DCE-Konzentration = 2.500 mg/m³). Im Vergleich dazu erhöhen sich die Kosten für Szenario E um weniger als das Dreifache (ca. 1,3 Mio. € gegenüber 471.000 €). Entsprechend hoch sind die Einsparungen (bis zu 87 %), die mit der Einrichtung von Barrieren erzielt werden können.

Einen Überblick über die durch PT+-Sanierungsszenarien maximal erreichbaren prozentualen Einsparungen in den untersuchten Fallbeispielen gibt zusammenfassend Abbildung 14.

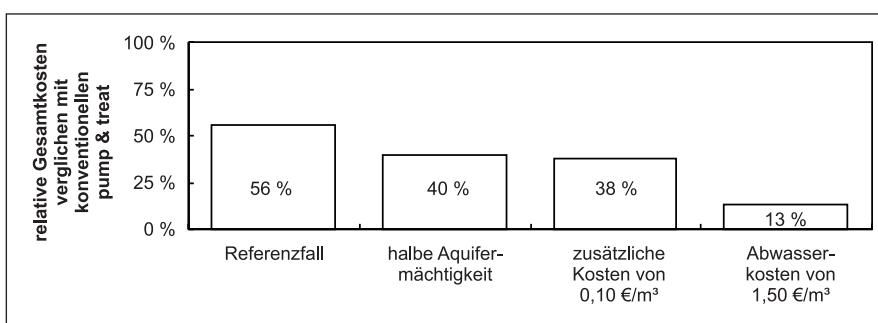


Abb. 14: Übersicht über maximale Einsparungen am Referenzfall durch den Einsatz zusätzlicher hydraulischer Kontrolleinrichtungen bei kombinierten „Pump-and-treat“-Maßnahmen.

Schlussbemerkungen

Der vorgestellte Kostenvergleich von kombinierten „Pump-and-treat“-Barrieren-Systemen (PT+-Systemen) mit einem konventionellen „Pump-and-treat“-System zeigt deutlich, dass zusätzliche aktive und/oder passive hydraulische Kontrollmaßnahmen (Förderbrunnen bzw. Dichtwände/Barrieren) ein wirksames Mittel zur Reduzierung der Sanierungskosten von „Pump-and-treat“-Maßnahmen sind. Die Ergebnisse zeigen, dass insbesondere die Installation von Dichtwänden entlang des Randes einer Schadensverdachtsfläche zu einer erheblichen Kostensenkung führen kann. Inwieweit die Kosteneffizienz gesteigert werden kann, hängt von den gegebenen Rahmenbedingungen ab. Für die untersuchten Fallbeispiele ergaben sich Einsparungen zwischen 44 % und 87 % gegenüber einem konventionellen „Pump-and-treat“-System.

Bei der durchgeführten Kostenanalyse handelt es sich um eine Prinzipstudie, die auf eine generelle Bewertung abzielt. Dazu wurde ein Kostenmodell vorgestellt, das eine Vielzahl an Einflussgrößen direkt mittels entsprechender Kostenfunktionen berücksichtigt. Standortspezifische infrastrukturelle oder hydrogeologische Besonderheiten, die für eine standortbezogene Kostenprognose von großer Bedeutung sein können, konnten (und sollten) jedoch nicht berücksichtigt werden. Die Ergebnisse der Kostenanalyse ersetzen daher keinesfalls eine konkreten Wirtschaftlichkeitsvergleich von Sanierungsalternativen an einem bestimmten Standort. Eine Gesamtschau der Ergebnisse für die hier im einzelnen untersuchten Fallbeispiele zeigt aber eine eindeutige Tendenz auf, die den möglichen wirtschaftlichen Vorteil von PT+-Systemen gegenüber einem PT-System belegt. Die Ergebnisse der durchgeführten Sensitivitätsanalysen erlauben zusätzlich eine Einschätzung darüber, welche Bedeutung einzelne hydraulische, technische oder ökonomische Einflussparameter auf die Höhe der Gesamtkosten haben.

Generell lässt sich feststellen, dass PT+-Systeme insbesondere dann vorteilhaft sein könnten, wenn mit hohen laufenden Kosten zu rechnen ist, beispielsweise als Folge eines aufwendigen Aufbereitungsverfahrens oder wenn Abwassergebühren erhöhen werden.

Danksagung

Die Arbeiten entstanden im Rahmen des SAFIRA-Projekts, BMBF-Förderkennzeichen 02WT0019. Wir bedanken uns herzlich bei der Fa. PRANTNER, die uns einen Einblick in aktuelle Preise für Anschaffungs- und Betriebskosten von Wasseraufbereitungsanlagen ermöglichte, und damit zur Ermittlung der Kostenfunktionen des Kostenmodells wesentlich beigetragen hat. Den beiden anonymen Reviewern danken wir für die Durchsicht des Manuskripts und die wertvollen Hinweise.

Literatur

- BAYER, P. (1999): Kostenanalyse innovativer Pump-and-treat Konzepte.- Diplomarbeit, Zentrum für angewandte Geowissenschaften, Universität Tübingen: 111 S.
- BAYER, P., MORIO, M., BÜRGER, C., SEIF, B., FINKEL, M., TEUTSCH, G. (2001): Funnel-and-gate vs. innovative pump-and-treat systems: A comparative economical assessment. In: Thornton, S.F., Oswald, S. (Hrsg.): Groundwater quality: Natural and enhanced restoration of groundwater pollution.- IAHS Publ. 275: 235-244.
- BAYER, P., FINKEL, M., TEUTSCH, G. (2003): Bridging the gap between conventional pump-and-treat systems and permeable walls: Hydraulic and economic aspects of barrier-supported pump-and-treat systems.- Proc. of 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil (CONSOIL), Gent, Belgium, 12-16. Mai 2003: 1592-1600.
- BAYER, P., FINKEL, M., TEUTSCH, G. (2004): Kombinierte „Pump-and-treat“-Barrieren-Systeme, Teil I: Minimierung der Grundwasserentnahmerate durch hydraulische Zusatzmaßnahmen.- Grundwasser 9 (3) (dieses Heft): 173-180.
- CRITTENDEN, J.C., HUTZLER, N.J., GEYER, D.G., ORAVITZ, J.L., FRIEDMAN, G. (1986): Transport of organic compounds with saturated groundwater flow: Model development and parameter sensitivity.- Water Resour. Res. 22: 271-284.
- FINKEL, M., LIEDL, R., TEUTSCH, G. (1998): A modelling study on the efficiency of groundwater treatment walls in heterogeneous aquifers.- Proceedings of the GQ '98 Conference held at Tübingen, Germany, Sept 1998, IAHS Publ. 250: 467-474.
- FREEZE, R.A., GORELICK, S.M. (1999): Convergence of stochastic optimization and decision analysis in the engineering design of aquifer remediation.- Ground Water 37: 934-954.
- FREEZE, R.A., MCWORTHER, D.B. (1997): A framework for assessing risk reduction due to DNAPL mass removal from low-permeability soils.- Ground Water 35: 111-123.
- GRATHWOHL, P. (1998): Diffusion in natural porous media: Contaminant transport, sorption/desorption and dissolution kinetics.- 207 S.; Boston, Dordrecht, London.
- HAND, D.W., CRITTENDEN, J.C., GEHIN, J.L., LYKINS, B. (1986) Design and economic evaluation of a full-scale air stripping tower for treatment of VOCs from a contaminated groundwater.- J. of AWWA 75 (8): 87-89
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, LAWA (1998): Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen.- LAWA, Bayrisches Staatsministerium des Inneren; München.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL, NRC (1997): Innovations in ground water and soil cleanup. From concept to commercialization.- 292 S.; Washington D.C.
- ROSEN, J.B. (1954): General numerical solution for solid diffusion in fixed beds.- Industrial and Engineering Chemistry 46: 1590-1594.
- SCHWARZENBACH, R., GSCHWEND, D., IMBODEN, D.M. (1993): Environmental organic chemistry.- 681 S.; New York.
- TEUTSCH, G., TOLKSDORFF, J., SCHAD, H. (1997): The design of in-situ reactive wall systems - A combined hydraulical-geochemical-economical simulation study.- Land Contamination and Reclamation 5: 125-130.
- UMWELTBUNDESAMT, UBA (1999): Recherche zum Stand der Technik bei der Sicherung und Sanierung ehemals genutzter Tanklager insbesondere in den USA.- UFOPLAN - FKZ 203 40 831, UBA-TEXT 29/99.

