

Bewertung der Umweltverträglichkeit von Abdichtungs- und Injektionsstoffen

T 3256

T 3256

Dieser Forschungsbericht wurde mit modernsten Hochleistungskopierern auf Einzelanfrage hergestellt.

Die in dieser Forschungsarbeit enthaltenen Darstellungen und Empfehlungen geben die fachlichen Auffassungen der Verfasser wieder. Diese werden hier unverändert wiedergegeben, sie geben nicht unbedingt die Meinung des Zuwendungsgebers oder des Herausgebers wieder.

Die Originalmanuskripte wurden reprotechnisch, jedoch nicht inhaltlich überarbeitet. Die Druckqualität hängt von der reprotechnischen Eignung des Originalmanuskriptes ab, das uns vom Autor bzw. von der Forschungsstelle zur Verfügung gestellt wurde.

© by Fraunhofer IRB Verlag

2011

ISBN 978-3-8167-8507-1

Vervielfältigung, auch auszugsweise,
nur mit ausdrücklicher Zustimmung des Verlages.

Fraunhofer IRB Verlag

Fraunhofer-Informationszentrum Raum und Bau

Postfach 80 04 69

70504 Stuttgart

Nobelstraße 12

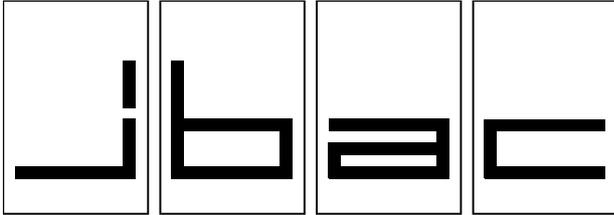
70569 Stuttgart

Telefon (07 11) 9 70 - 25 00

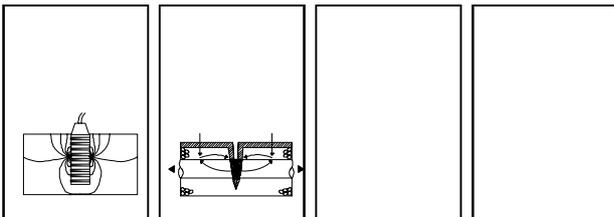
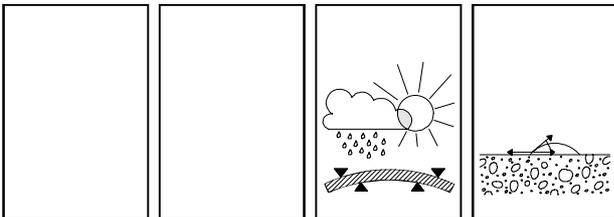
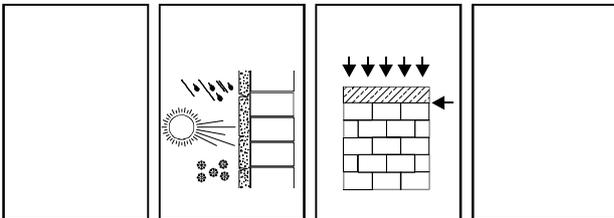
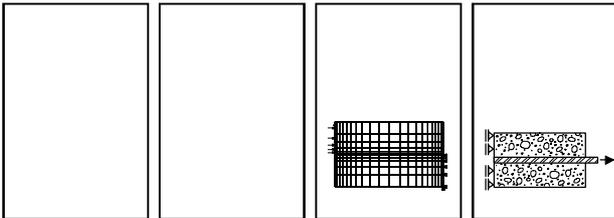
Telefax (07 11) 9 70 - 25 08

E-Mail irb@irb.fraunhofer.de

www.baufachinformation.de



INSTITUT FÜR BAUFORSCHUNG AACHEN



FORSCHUNG · ENTWICKLUNG
 ÜBERWACHUNG
 PRÜFUNG · BERATUNG

RHEINISCH-
 WESTFÄLISCHE
 TECHNISCHE
 HOCHSCHULE
 AACHEN

RWTH
 AACHEN
 UNIVERSITY

Forschungsbericht F 7039

Bewertung der Umweltverträglichkeit
 von Abdichtungs- und Injektionsstoffen

Vp/Fk

2. Ausfertigung

THEMA

Bewertung der Umweltverträglichkeit
von Abdichtungs- und Injektionsstoffen

- ABSCHLUSSBERICHT -

Forschungsbericht Nr.

F 7039

vom 08.10.2010

Projektbearbeitung

Prof. Dr.-Ing. W. Brameshuber

Dipl.-Ing. A. Vollpracht

Auftraggeber/Förderer

Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt)
Kolonnenstr. 30 L
10829 Berlin

Vertragsdatum/Auftragsbestätigung 08.11.2005

Ihr Aktenzeichen ZP 52-5-20.47-1212/06

Dieser Bericht umfasst 125 Seiten, davon 97 Textseiten.

Soweit Versuchsmaterial nicht verbraucht ist, wird es nach 4 Wochen vernichtet. Eine längere Aufbewahrung bedarf einer schriftlichen Vereinbarung. Die auszugsweise Veröffentlichung dieses Berichtes, seine Verwendung für Werbezwecke sowie die inhaltliche Übernahme in Literaturdatenbanken bedürfen der Genehmigung des ibac.

<u>INHALTSVERZEICHNIS</u>		Seite
1	EINLEITUNG	1
2	RANDBEDINGUNGEN FÜR DIE ERARBEITUNG VON BEWERTUNGS- KONZEPTEN FÜR ABDICHTUNGS- UND INJEKTIONSSTOFFE.....	1
2.1	Allgemeines	1
2.2	Auslaugversuche	2
2.3	Modellgebiet für die Transportberechnungen im Grundwasser	3
3	LITERATURERGEBNISSE UND DATEN AUS MATERIALPRÜFAUF- TRÄGEN ZUM AUSLAUGVERHALTEN VON ABDICHTUNGS- UND INJEKTIONSSTOFFEN	4
3.1	Allgemeines	4
3.2	Beschichtungsstoffe.....	5
3.2.1	Beschreibung des Trogversuchs.....	5
3.2.2	Ergebnisse der Recherche beim Hygiene-Institut.....	6
3.2.3	Datenzusammenstellung der Deutschen Bauchemie	11
3.2.4	Ergebnisse des Forschungsprojekts /Bra09/	17
3.3	Injektionsstoffe	25
3.3.1	Beschreibung des inversen Säulenversuchs	25
3.3.2	Ergebnisse der Recherche beim Hygiene-Institut und in der Literatur	26
3.3.3	Ergebnisse des Forschungsprojekts /Bra09/	30
3.3.4	Ergänzende Informationen zu Acrylatgelen	33
3.3.4.1	Vorbemerkung	33
3.3.4.2	Prüfkammeruntersuchungen.....	33
3.3.4.3	Versuche mit dem Bochumer Versuchsaufbau	34
3.3.4.4	Vergleichsuntersuchung im Langzeitstandtest.....	38
3.3.4.5	Fazit	39
4	TRANSPORTSIMULATIONEN	39
4.1	Vorbemerkungen	39
4.2	Bitumendickbeschichtungen	40
4.2.1	Modellgebiet.....	40

	Seite
4.2.2	Schadstoffeinträge 43
4.2.3	Ort der Beurteilung..... 45
4.2.4	Ergebnisse 52
4.2.5	Auswertung..... 53
4.3	Ungesättigten Polyesterharze 60
4.3.1	Modellgebiet..... 60
4.3.2	Schadstoffeinträge 63
4.3.3	Ort der Beurteilung..... 64
4.3.4	Ergebnisse 66
4.3.5	Auswertung..... 67
4.4	Acrylatgele 71
4.4.1	Modellgebiet und Ort der Beurteilung 71
4.4.2	Schadstoffeinträge 71
4.4.3	Ergebnisse 72
4.4.4	Simulation bei alternativem Modellgebiet..... 73
4.5	Zementsuspensionen..... 74
4.5.1	Modellgebiet und Ort der Beurteilung 74
4.5.2	Schadstoffeintrag..... 76
4.5.3	Ergebnisse 78
4.5.4	Auswertung..... 78
4.6	Polyurethane..... 81
4.6.1	Modellgebiet..... 81
4.6.2	Schadstoffeinträge 81
4.6.3	Ergebnisse 82
4.6.4	Auswertung..... 83
5	ZUSAMMENFASSUNG 84
6	LITERATUR 90
	TABELLEN A1-A6
	BILDER B1-B22

1 EINLEITUNG

Beim Einsatz von Baustoffen wird deren Umweltverträglichkeit zunehmend Beachtung geschenkt. Daher wird auch in den Zulassungsprüfungen der Nachweis der Verträglichkeit für Boden und Grundwasser gefordert. Das DIBt hat hierzu ein Grundsatzpapier herausgegeben (s. /DIB09a/), das die Geringfügigkeitsschwellen (GFS) für das Grundwasser aus /LAW04/ als Bewertungsmaßstab heranzieht. Der Teil I gibt jedoch nur das generelle Nachweiskonzept wieder. Im Teil II sollen die Auslaugversuche und die Bewertung für die einzelnen Baustoffe festgelegt werden. Dieser Teil befindet sich noch in Bearbeitung. Zum Zeitpunkt der Beantragung dieses Forschungsprojekts lag nur für Beton und zementgebundene Baustoffe ein Bewertungskonzept vor, das gerade überarbeitet wurde. In der Zwischenzeit sind Kapitel für Kanalsanierungsmittel und Schleierinjektionen erarbeitet worden /DIB07/, /DIB09b/. Die Bewertung erfolgt bei diesen Stoffen über ökotoxikologische Wirkungstests. Dies ist erforderlich, da die organischen Baustoffe eine Vielzahl von Verbindungen freisetzen können, die z. T. nicht identifiziert sind und deren Wirkungen nicht bekannt sind. Es gibt allerdings auch toxische Verbindungen, die bekanntermaßen ausgelaugt werden und für die z. T. auch eine Geringfügigkeitsschwelle definiert wurde. Bei diesen Stoffen kann die Einhaltung der GFS oder eines äquivalent abgeleiteten Schwellenwerts überprüft werden, wenn ein geeignetes Bewertungskonzept vorliegt. Ziel dieses Forschungsvorhabens war es, für unterschiedliche Bauprodukte und Anwendungsfälle solche Konzepte zu erarbeiten.

2 RANDBEDINGUNGEN FÜR DIE ERARBEITUNG VON BEWERTUNGSKONZEPTEN FÜR ABDICHTUNGS- UND INJEKTIONSTOFFE

2.1 Allgemeines

Zur Bewertung des Auslaugverhaltens müssen zunächst möglichst realitätsnahe Auslaugversuche im Labor durchgeführt werden. In den Auslaugversuchen werden i. d. R. zu unterschiedlichen Zeitpunkten Schadstoffkonzentrationen im Eluenten ermittelt. Trotz der realitätsnahen Auslaugbedingungen stimmen diese Konzentrationen nicht mit den Werten überein, die sich beim Einbau im Grundwasser einstellen. Die Geringfügigkeitsschwellen, die den Maßstab der Bewertung darstellen, gelten jedoch für das Grundwasser, nicht für einen speziellen Auslaugversuch. Daher ist es erforderlich, aus den Versuchsdaten einen Freisetzungsverlauf zu bestimmen und die Konzentration im Grundwasser, das mit dem Baustoff in Kontakt steht, numerisch zu simulieren. Diese Konzentration ist von zahlrei-

chen Parametern, wie der Fließgeschwindigkeit und Zusammensetzung des Grundwassers, der Bodenbeschaffenheit, der Temperatur, aber auch von der Entfernung zum Bauteil und dem Bewertungszeitpunkt abhängig. Bei der Entwicklung des Bewertungskonzepts für Beton hat man sich darauf verständigt, Adsorptions-, Fällungs- und Abbauprozesse sowie die Retardierung zu vernachlässigen. Es wird jedoch eine zeitliche und räumliche Mittelung der Kontaktgrundwasserkonzentrationen durchgeführt. Für die zeitliche Mittelung werden 6 Monate und für die räumliche Mittelung eine Entfernung von 0 bis 2 m von der Baustoffoberfläche herangezogen. Dieses Vorgehen sollte auch für Abdichtungs- und Injektionsstoffe beibehalten werden.

2.2 Auslaugversuche

Die Auslaugversuche, die die Grundlage der Bewertung bilden, sollten die Einbaubedingungen der unterschiedlichen Baustoffe berücksichtigen, gleichzeitig aber möglichst einfach durchzuführen sein und reproduzierbare Ergebnisse liefern. Die flächig aufgetragenen Abdichtungen, wie z. B. Bitumenbeschichtungen, werden daher zweckmäßigerweise in realistischer Schichtdicke auf ein Trägermaterial aufgebracht und in Wasser eluiert. Dieser Auslaugversuch wird als Trogversuch bezeichnet (vgl. auch Abschnitt 3.2.1). Die Zusammensetzung des Wassers ist dabei von großer Bedeutung, da die Inhaltsstoffe und der pH-Wert die Freisetzung aus den Abdichtungsstoffen beeinflussen. In der Regel wird auf deionisiertes Wasser zurückgegriffen, um auf einfache Weise reproduzierbare Bedingungen sicher zu stellen. Einige Baustoffe werden von deionisiertem Wasser angegriffen; hier muss im Einzelfall abgewogen werden, ob Leitungswasser eingesetzt werden soll. Die genaue Durchführung des Trogversuchs im Hinblick auf das Volumen des Eluenten, die Größe der beschichteten Flächen und die Wasserwechsel ist variabel und die in der Literatur und aus Materialprüfaufträgen vorliegenden Ergebnisse unterscheiden sich in dieser Hinsicht z. T. erheblich. Der einfachste Fall ist der einstufige Trogversuch über 24 Stunden. Dieser Versuch kann jedoch die hier benötigten Daten zur zeitlichen Entwicklung der Freisetzung nicht liefern. Daher wurden für dieses Projekt nur Ergebnisse aus Versuchen mit mindestens 3 Elutionsschritten herangezogen. Die Wechselzeiten unterscheiden sich jedoch (vgl. Abschnitt 3.2). Dies kann Einfluss auf den Freisetzungsverlauf haben. Abweichungen können z. B. auftreten, wenn sich im Trog relativ schnell eine Gleichgewichtskonzentration einstellt, so dass erst nach einem Wasserwechsel wieder eine Auslaugung auftritt. In diesem Fall würde eine Verringerung der Kontaktzeiten verbunden mit häufigerem Wasserwechsel zu einer Erhöhung der Freisetzung und der Auslaugrate führen.

Für Injektionsstoffe wie Zementsuspensionen, Weichgele und Verpressmassen zur Kanalsanierung ist der Trogversuch nicht geeignet. Hier wird ein Säulenversuch durchgeführt, bei dem die Injektionsstoffe in eine sandgefüllte Säule injiziert oder händisch eingebaut werden. Aufgrund der einfacheren Versuchsdurchführung erfolgt die Durchströmung der Säule von unten nach oben (inverser Säulenversuch nach Schössner, s. Abschnitt 3.3.1). Auch in diesem Versuch kann die zeitliche Entwicklung des Austrags bestimmt werden.

2.3 Modellgebiet für die Transportberechnungen im Grundwasser

Im Hinblick auf das Modellgebiet wurden bei der Ableitung des Bewertungskonzepts für den Baustoff Beton bereits zahlreiche Überlegungen angestellt, auf die hier zurückgegriffen wird (vgl. auch /Hoh03/ und /Bra05/). Bild 1 zeigt das Modellgebiet und die Bodenkennwerte. Es sollte ein sandiger Boden gewählt werden, da hier Adsorption und Abbauprozesse geringer als bei bindigen Böden sind. Der Durchlässigkeitsbeiwert des Bodens orientiert sich daher an Sandböden.

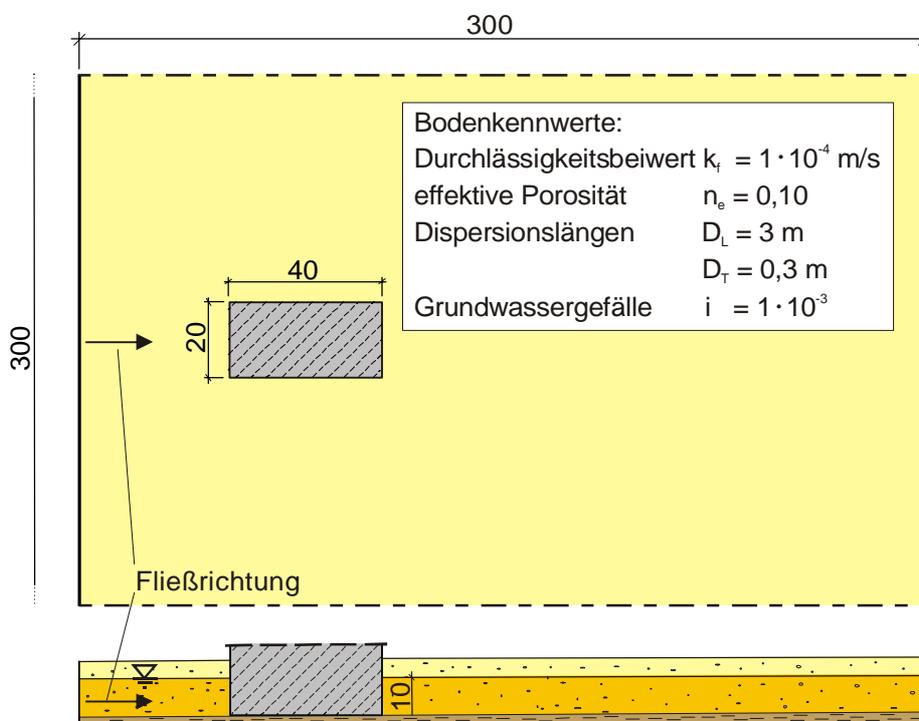


Bild 1: Modellgebiet zur Simulation des Schadstofftransports für die Bewertung der Umweltverträglichkeit von Beton, /Bra05, DIB09c/

Aufgrund der Einsatzgebiete der hier betrachteten Baustoffe sind einige Variationen dieses Modellgebiets erforderlich:

- Bitumenabdichtungen dürfen nur bis 3 m Eintauchtiefe eingesetzt werden und werden in der Regel auch für kleinere Gebäude verwendet. Dies wird in Abschnitt 4.2 berücksichtigt.
- Schleierinjektionen mit Acrylatgelen zur nachträglichen Bauwerksabdichtung können grundsätzlich im oben dargestellte Szenario verwendet werden und werden daher auch so modelliert (s. Abschnitt 4.4), allerdings ist der häufigere Anwendungsfall die nachträgliche Abdichtung einzelner Wände von kleineren Gebäuden. Dieser Fall wird an einem Beispiel dargestellt (Abschnitt 4.4.4).
- Zementinjektionen werden wesentlich häufiger für Horizontalabdichtungen als für Schleierinjektionen verwendet. Die Injektionssohle wird in erster Linie unterströmt, d. h. das Bauwerk weist eine gewisse Eintauchtiefe auf, reicht jedoch nicht über die gesamte Höhe des Aquiferleiters. Im Rahmen eines Forschungsprojekts an Frischbeton wurde ein solches Modellgebiet definiert /Bra07/. Die Grundfläche des Gebäudes wurde dabei beibehalten und die Eintauchtiefe zu 6 m gewählt. Diese Geometrie wurde hier ebenfalls verwendet (Abschnitt 4.5).
- Für die Abdichtungsstoffe zur Kanalsanierung wurde ein gänzlich neues Modellgebiet erstellt. Dabei wurde ein linienhaftes Modellbauwerk definiert, das vollständig vom Grundwasser umströmt wird. Es handelt sich um einen Kanalabschnitt mit 1,2 m Durchmesser und 100 m Länge (s. Abschnitte 4.3 und 4.6).

3 LITERATURERGEBNISSE UND DATEN AUS MATERIALPRÜFAUFTRÄGEN ZUM AUSLAUGVERHALTEN VON ABDICHTUNGS- UND INJEKTIONSSTOFFEN

3.1 Allgemeines

Zu Beginn dieses Projekts wurde eine Recherche durchgeführt, bei der insbesondere Materialprüfaufträge des Hygiene-Instituts Gelsenkirchen gesichtet wurden, um geeignete Ausgangsdaten für die Modellrechnungen zusammenzustellen. Da die vorhandenen Daten nicht ausreichten, wurde ein Forschungsprojekt initiiert, in dem eine Datengrundlage erstellt wurde /Bra09/. Zusätzlich wurden zu den kunststoffmodifizierten Bitumenbeschichtungen Daten von der Deutschen Bauchemie zur Verfügung gestellt. Ergänzende Informationen zu Acrylatgelen wurden vom DIBt bereitgestellt. In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse separat für die Beschichtungs- und Injektionsstoffe dargestellt.

3.2 Beschichtungsstoffe

3.2.1 Beschreibung des Trogversuchs

Wie in Abschnitt 2.2 bereits erwähnt, werden an Beschichtungsstoffen üblicherweise Trogversuche durchgeführt, bei denen beschichtete Glas- oder Edelstahlplatten in deionisiertem Wasser ausgelaugt werden. Dies ist schematisch in Bild 2 dargestellt.

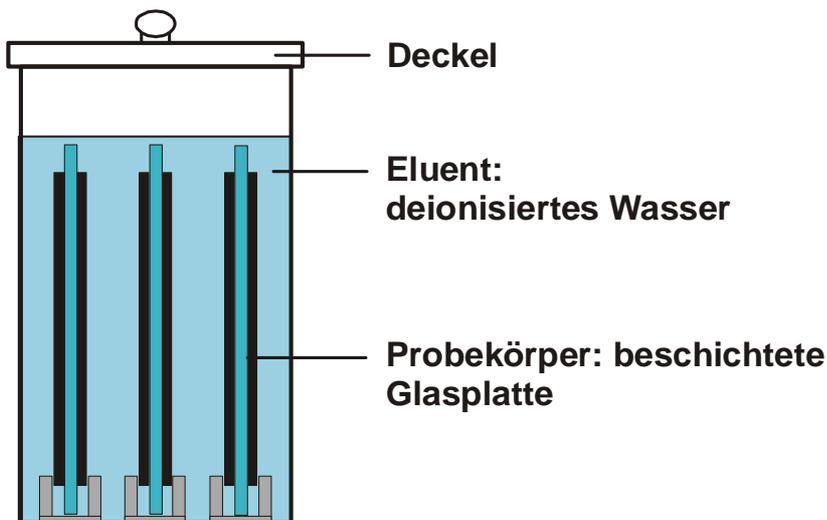


Bild 2: Schematische Darstellung des Trogversuchs

Bei Baustoffen, die zu tragfähigen Schichten aushärten, z. B. Polyesterharze, kann auf die Glasplatten verzichtet werden. Die Versuchsdurchführung ist unterschiedlich, i. d. R. wird jedoch ein Verhältnis von Volumen des Eluenten zur Oberfläche der Beschichtung von ca. 10 l/m² gewählt, damit die ausgelaugten Stoffe hinreichend gut nachweisbar sind. Da der zeitliche Verlauf der Auslaugung bei der Modellierung von großer Bedeutung ist, konnten hier nur Ergebnisse von mehrstufigen Trogversuchen verwendet werden. Das heißt, der Eluent wird zu mehreren Zeitpunkten gewechselt und analysiert. Die Wechselzeiten waren unterschiedlich, wie in den Abschnitten 3.2.3 bis 3.2.5 beschrieben ist.

3.2.2 Auswertung des Trogversuchs

Anhand der Ergebnisse des Trogversuchs wird der Schadstoffeintrag in das Modellgebiet bestimmt. Die Freisetzung kann aus den gemessenen Konzentrationen nach Gleichung (1) berechnet werden.

$$E_n = \sum_{i=1}^n E_i = \sum_{i=1}^n c_i \cdot \frac{V}{O} \quad (1)$$

E_n : kumulative Freisetzung am Ende von Intervall n in mg/m^2 ($E_{\text{ges}} = E_{n=3}$)

c_i : Konzentration im Eluat i in mg/l

V/O : Verhältnis von Volumen des Eluenten zur Oberfläche des Betons, hier $V/O = 80 \text{ l}/\text{m}^2$

Neben der insgesamt freigesetzten Menge an umweltrelevanten Stoffen ist der Freisetzungsverlauf von Interesse. Wie in /Hoh03/ für die Auslaugung anorganischer Stoffe aus Beton beschrieben wurde, können grundsätzlich folgende Prozesse auftreten:

- 1) Auswaschung löslicher Stoffe von der Oberfläche des Baustoffs („wash-off-effect“)
- 2) Auflösung des Baustoffs oder einzelner Hauptkomponenten von außen nach innen
- 3) Diffusion von Inhaltsstoffen durch den Baustoff an die Oberfläche und Übergang in den Eluenten

Tritt der erste Prozess („wash-off-Effekt“) auf, so kann nach /Hoh03/ Desorption mit einer Kinetik erster Ordnung angenommen werden, d. h.:

$$\frac{\partial \Gamma}{\partial t} = -k \cdot \Gamma \quad (2)$$

Γ : Oberflächenkonzentration

k : Reaktionsgeschwindigkeit

Aus Gleichung (2) lässt sich durch Integration und weitere Umformungen folgende Gleichung herleiten: $\lg J = \lg d\Gamma / dt \cdot \text{Konstante} - \lg t$. Damit ergibt sich beim wash-off-Effekt bei doppeltlogarithmischer Auftragung der Auslaugrate über der Zeit eine Gerade mit der Steigung $m = -1$.

Im zweiten Fall (kontinuierliche Auflösung) ist die Auslaugrate konstant. Daher ergibt sich beim Auftragen der Auslaugrate über die Zeit eine Gerade mit der Steigung $m = 0$.

Wenn Diffusion stattfindet (dritter Prozess), so gelten die Fick'schen Gesetze. In diesem Fall wird das 2. Gesetz maßgeblich, da die Diffusion instationär ist (der Konzentrationsunterschied wird im Verlauf der Auslaugung geringer). Betrachtet man den eindimensionalen Stofftransport, so gilt:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \cdot \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \right) \quad (3)$$

c: Konzentration

D: spezifischer Diffusionskoeffizient der betrachteten Stoffart

x: Abstand in der Richtung, in der das Konzentrationsgefälle vorliegt

(Der eindimensionale Fall ist als Annäherung zu betrachten, da im Bereich der Kanten des Probekörpers ein Konzentrationsgefälle in zwei Richtungen, in den Ecken sogar in drei Richtungen berücksichtigt werden müsste.)

In /Hoh03/ wird das 2. Fick'sche Gesetz für eine Flächenquelle gelöst. Für die durch die Oberfläche austretende Stoffmenge ergibt sich danach:

$$J = c_{m0,0} \cdot \sqrt{\frac{D_e}{\pi \cdot t}} \quad (4)$$

J: Auslaugrate

$c_{m0,0}$: mobilisierbare Konzentration zum Zeitpunkt $t = 0$

D_e : effektiver Diffusionskoeffizient (berücksichtigt physikalische und chemische Effekte beim Stofftransport, wie z. B. Lösungseffekte und Tortuosität der Poren)

D_e und $c_{m0,0}$ sind Konstanten, daher ergibt sich bei einer Logarithmierung die Graden-gleichung (5). Diese Gerade weist die Steigung $m = -0,5$ auf:

$$\begin{aligned} \lg J &= \lg c_{m0,0} + (0,5 \cdot (\lg D_e - \lg \pi - \lg t)) && \Rightarrow \\ \lg J &= -0,5 \cdot \lg t + \text{Konstante} && (5) \end{aligned}$$

Eine Identifizierung des maßgeblichen Auslaugmechanismus ist demnach möglich, wenn die Auslaugrate in doppeltlogarithmischem Maßstab über der Zeit aufgetragen wird und die Steigung der sich ergebenden Geraden berechnet wird. Zu diesem Zweck wird die im Versuch aufgetretenen Auslaugraten J_i einzeln für jedes Element und jeden Elutionsschritt nach Gleichung (6) berechnet:

$$J_i = \frac{E_i}{\Delta t_i} \quad (6)$$

J_i : mittlere Auslaugrate im Intervall i in $\text{mg}/(\text{m}^2\text{d})$
 E_i : Freisetzung im Intervall i in mg/m^2 (vgl. Gl. 1)
 Δt_i : Länge des Zeitintervalls i in d

Bei den bisher durchgeführten Modellrechnungen für den Baustoff Beton wurde eine diffusionskontrollierte Auslaugung vorausgesetzt (Gleichung (4)). Die Konstanten wurden aus Versuchsergebnissen bestimmt, so dass sich eine möglichst gute Annäherung der Funktion an die Versuchsergebnisse ergab. Bei den organischen Stoffen ist der maßgebliche Auslaugmechanismus unbekannt. Daher werden in den folgenden Abschnitten die Auslaugraten jeweils baustoff- und parameterspezifisch ermittelt und in doppeltlogarithmischem Maßstab über der Zeit aufgetragen. Entgegen der Vorgehensweise bei Beton werden die sich ergebenden Ausgleichsfunktionen direkt für die Berechnung des Schadstoffeintrags herangezogen. Es erfolgt keine Fittung an die Diffusionsgleichung (4).

3.2.3 Ergebnisse der Recherche beim Hygiene-Institut

Trogversuche werden am Hygiene-Institut des Ruhrgebiets im Rahmen von Prüfungen zur Trinkwasserverträglichkeit und unter grundwasserhygienischen Gesichtspunkten durchgeführt. Zahlreiche Untersuchungen erfolgten jedoch mit Vorbehandlungen, die schon vor Beginn des Auslaugversuchs zu einer Freisetzung führen (Wasserlagerung, Abspülen der Probe). Dieses Vorgehen ist für die Bewertung im Trinkwasserbereich sinnvoll, da vor Inbetriebnahme eine Spülung erfolgt. Für die Bewertung der Grundwasserverträglichkeit sind diese Untersuchungen jedoch ungeeignet, da im praktischen Anwendungsfall keine Spülung durchgeführt wird. Es werden daher hier nur Versuche ohne Vorbehandlung betrachtet sowie zwei Versuche, bei denen das Wasser aus der Vorlagerung mit untersucht wurde. Die Versuchsergebnisse sind baustoffabhängig in den Tabellen A1 bis A4 im Anhang wiedergegeben. Neben der Konzentration wird in den Tabellen die kumulative Freisetzung angegeben (s. Gleichung (1), Abschnitt 3.2.2).

In den Bildern 3 und 4 ist die TOC-Freisetzung der 8 Baustoffe dargestellt. Die PAK-Freisetzungen von Bitumen Bit1 und die Phenolfreisetzung von Bit2 sind in den Bildern 5 und 6 wiedergegeben. Bei den anderen untersuchten Parametern und Baustoffen waren die Freisetzungen meist nicht nachweisbar und können deshalb nicht ausgewertet werden.

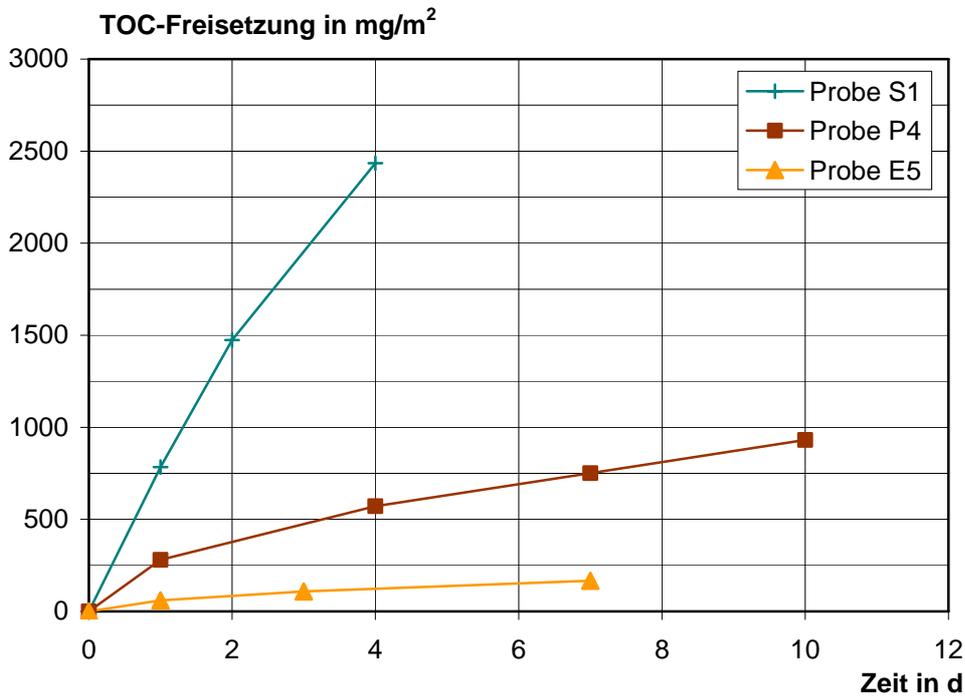


Bild 3: TOC-Freisetzungen im Trogversuch an dem Silikatharz S1, dem Polyurethan P4 und dem Epoxidharz E5

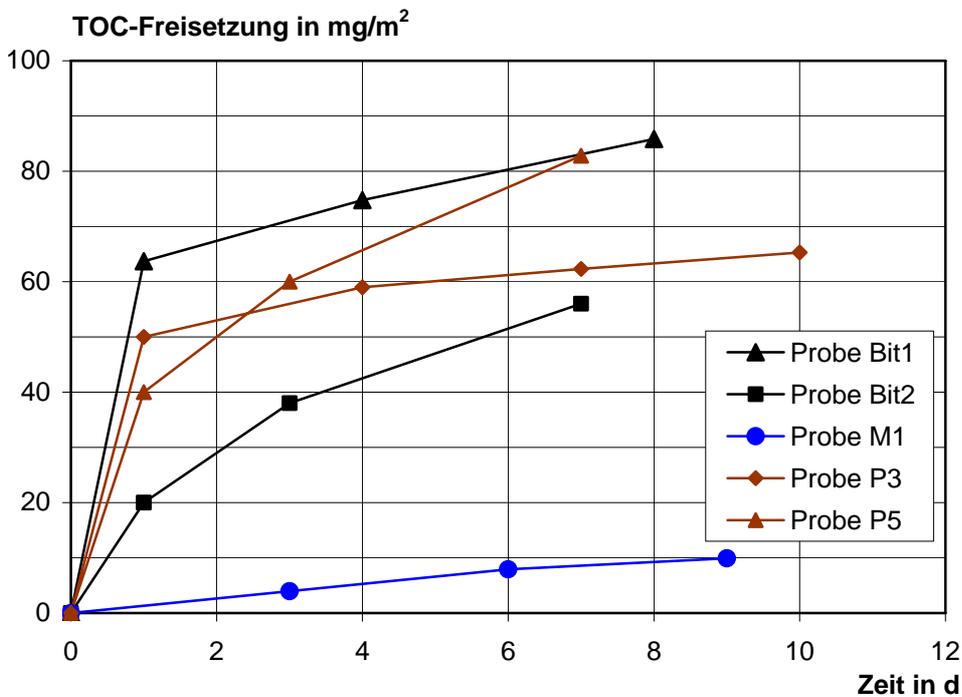


Bild 4: TOC-Freisetzungen im Trogversuch an den Polyurethanen P3 und P5, den Bitumenbeschichtungen Bit1 und Bit2 und dem Methacrylat M1

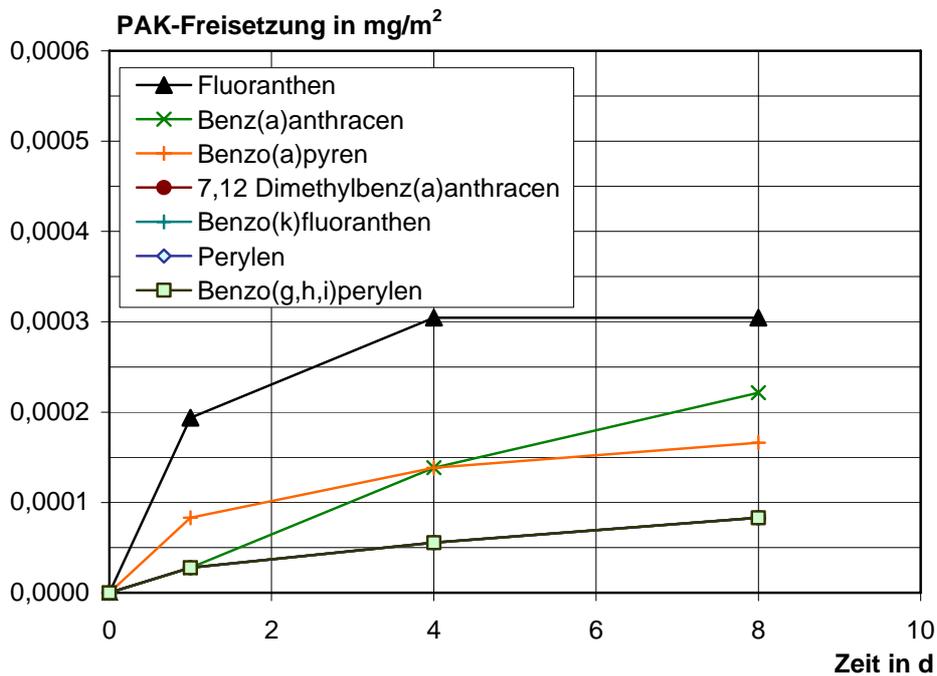
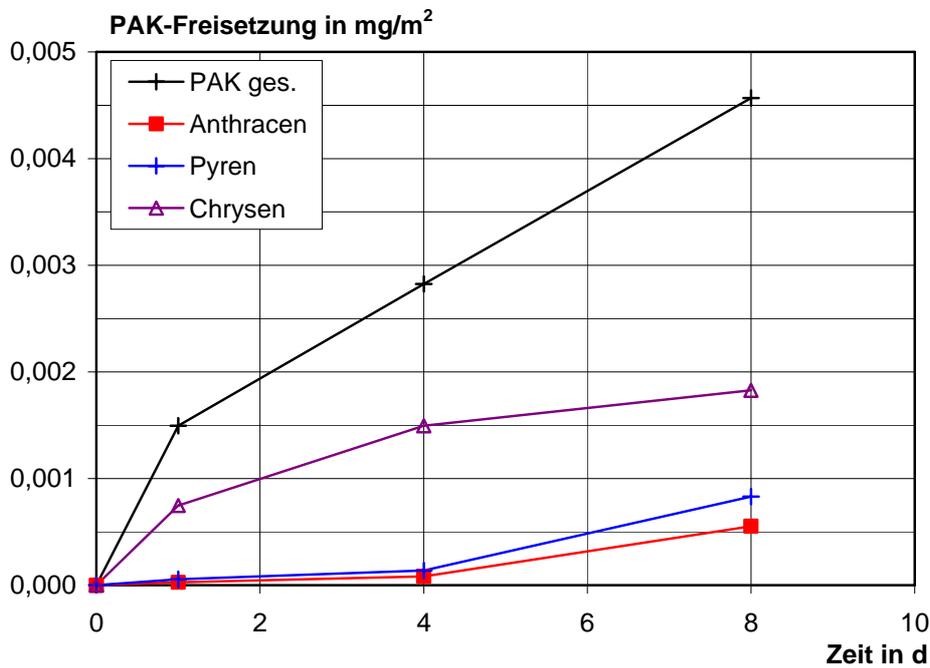


Bild 5: PAK-Freisetzung der Probe Bit1 (Bitumen) im Trogversuch

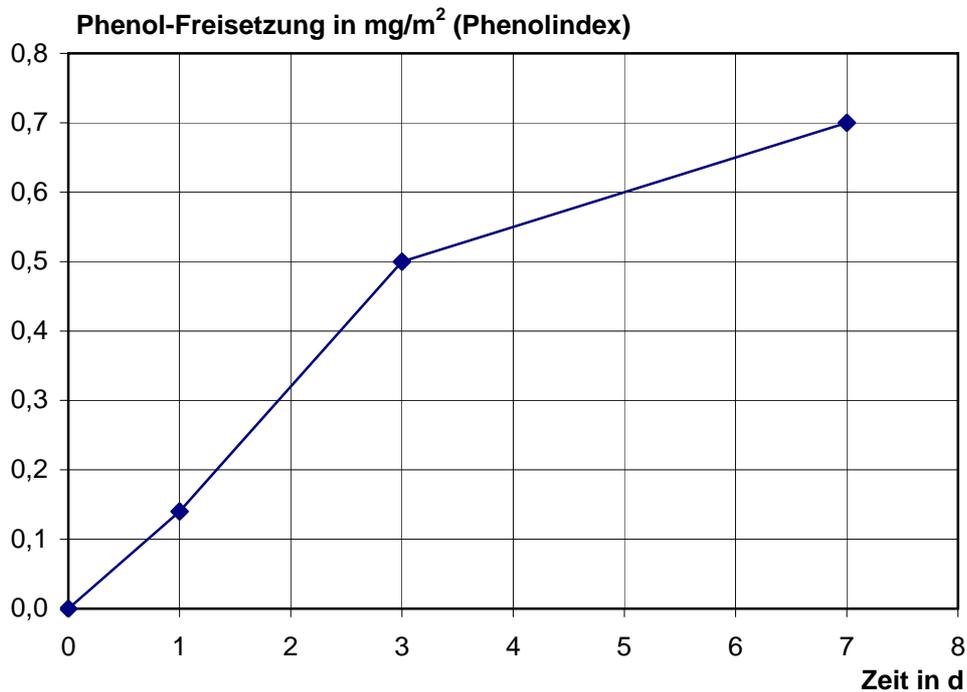


Bild 6: Phenol-Freisetzung der Probe Bit2 (Bitumen) im Trogversuch

Es ist ersichtlich, dass nur sehr wenige Daten zur Verfügung stehen. Für die Berechnung einer zulässigen Freisetzung mit Hilfe der numerischen Transportsimulation müssten je Materialtyp wenigstens 4 bis 5 Datensätze vorliegen. Weiterhin ist zu beachten, dass Daten über einen Zeitraum von maximal 10 Tagen vorliegen. Eine Langzeitprognose auf Basis dieser Daten ist entsprechend unsicher. Dennoch soll hier für TOC, PAK_{ges} und Phenole die zeitliche Entwicklung der Auslaugrate ermittelt werden, die als Eingangsparameter für die Modellrechnungen gebraucht wird. Da bei Silikatharzen, Epoxidharzen und Metacrylaten jeweils nur für ein Bauprodukt Ergebnisse vorliegen, wurden diese Ergebnisse nicht verwertet. Die untersuchten Polyurethane dienen einerseits zur Verpressung von Rissen im Tunnelbau und andererseits zur Abdichtung defekter Abwasserkanäle. Diese Anwendungsfälle sollen anhand des inversen Säulenversuchs bewertet werden, da die Untersuchung der ausgehärteten Beschichtung die Einbaubedingungen nicht widerspiegelt. Daher wurden die Trogversuchergebnisse nicht ausgewertet. Für die Bitumen wurde die Auslaugrate in jedem einzelnen Elutionsschritt nach Gleichung (6), Abschnitt 3.2.2, berechnet. In Bild 7 ist die TOC-Auslaugrate der Bitumen Bit1 und Bit2 über der Zeit aufgetragen.

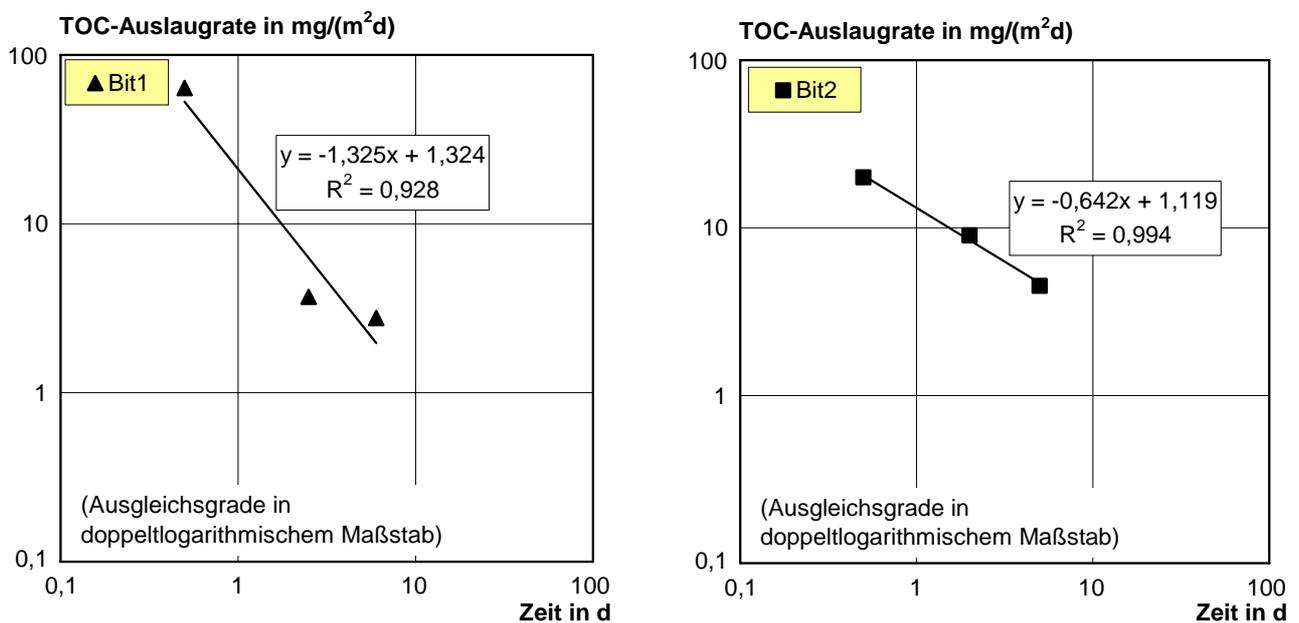


Bild 7: TOC-Auslaugraten der Bitumenproben im Trogversuch – Daten vom Hygiene-Institut Gelsenkirchen

Beim Bitumen Bit1 flacht die Auslaugrate anscheinend ab. Die Prognose anhand der dargestellten Gleichung im doppellogarithmischen Maßstab wird die Freisetzung möglicherweise etwas unterschätzen. Beim Bitumen Bit2 liegen die Punkte im doppellogarithmischen Maßstab sehr gut auf einer Geraden. Die Auslaugrate von PAK_{ges} ist in Bild 8 und von Phenol in Bild 9 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass die Geradengleichung der Auslaugrate im doppellogarithmischen Maßstab bei den Phenolen aus Bit2 ein sehr geringes Bestimmtheitsmaß aufweist; hier müssten mehr Daten für eine verlässliche Prognose vorliegen.

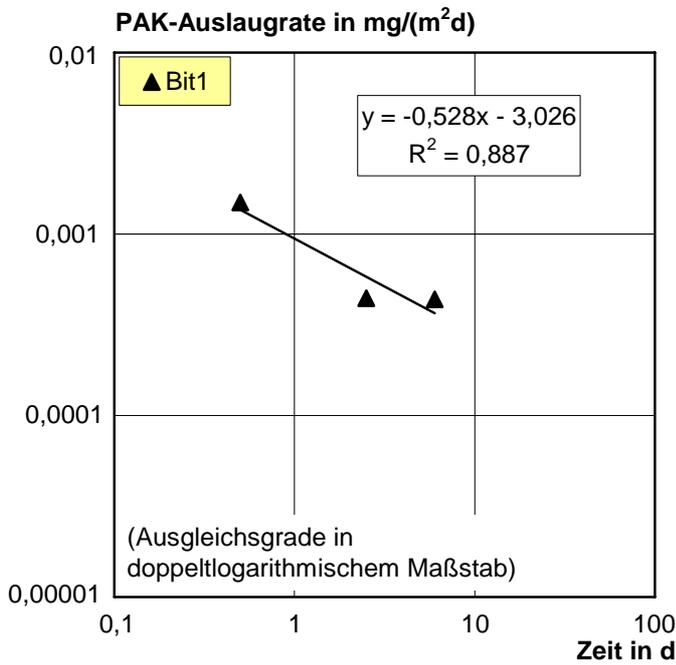


Bild 8: PAK-Auslaugrate des Bitumens Bit1 im Trogversuch – Daten vom Hygiene-Institut Gelsenkirchen

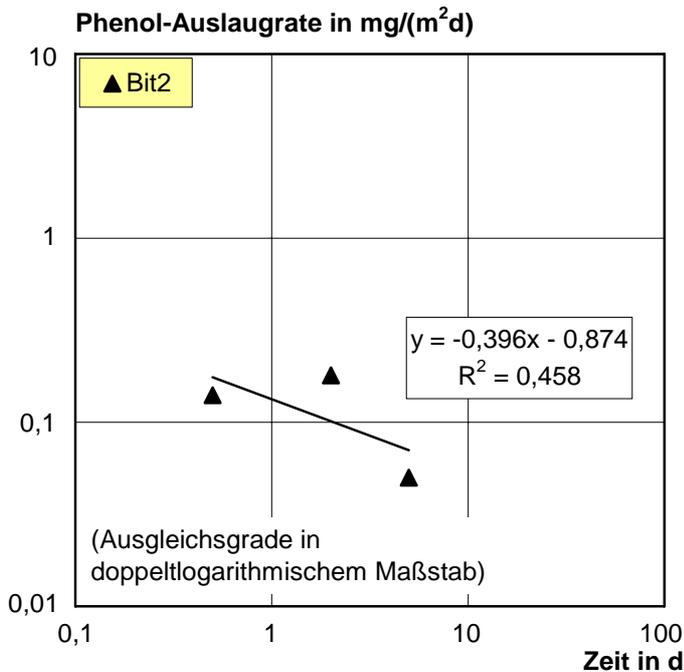


Bild 9: Phenol-Auslaugraten des Bitumens Bit2 im Trogversuch – Daten vom Hygiene-Institut Gelsenkirchen

Durch Delogarithmieren der Gleichungen erhält man Funktionen für die Auslaugrate. Diese sind in Tabelle 1 zusammengestellt, wobei die Phenolergebnisse aufgrund des schlechten Bestimmtheitsmaßes der Gradengleichung aussortiert wurden.

Tabelle 1: Auslaugraten der Beschichtungsstoffe

Baustoff	Parameter	Auslaugrate
-	-	mg/(m ² d)
1	2	3
Bitumen Bit1	TOC	$J = t^{-1,325} \cdot 21,09$
	PAK _{ges}	$J = t^{-0,528} \cdot 0,000942$
Bitumen Bit2	TOC	$J = t^{-0,642} \cdot 13,15$

3.2.4 Datenzusammenstellung der Deutschen Bauchemie

Von der Deutschen Bauchemie wurden Ergebnisse aus dem Trogversuch an insgesamt 20 kunststoffmodifizierten Bitumenbeschichtungen (KMB) zur Verfügung gestellt, wobei ein Datensatz dem Bit2 aus der Recherche beim Hygiene-Institut entsprach. Zudem wurde bei 4 Beschichtungsstoffen nur ein einstufiger Trogversuch durchgeführt, der hier nicht verwertbar ist, da kein zeitlicher Verlauf der Auslaugrate bestimmt werden kann. Die übrigen 15 Datensätze sind im Anhang in Tabelle A5 wiedergegeben. Drei Produkte waren identisch mit Produkten aus dem folgenden Abschnitt 3.2.5. Diese Ergebnisse werden dort mit behandelt. Ein Datensatz konnte nicht verwertet werden, da die meisten Konzentrationen unter der Nachweisgrenze lagen. Für die übrigen 11 Datensätze sind die Ergebnisse in den folgenden Bildern zusammengestellt. Bei den PAK-Konzentrationen und dem Phenolindex wurden nur die nachweisbaren Konzentrationen ausgewertet.

Bild 10 zeigt die TOC-Freisetzung der KMB. Es ist ersichtlich, dass die Spannweite der Ergebnisse sehr groß ist; die am stärksten auslaugende KMB 6 weist etwa die 60fache Freisetzung der am geringsten auslaugenden KMB9 auf. Die TOC-Auslaugraten sind in Bild 11 dargestellt. Die Steigungen der Ausgleichsgraden liegen i. d. R. zwischen -0,5 und -1,1, nur bei einem KMB verläuft die Steigung steiler als -2. Hier scheint der letzte Wert ein Ausreißer zu sein. KMB18 wird deshalb aussortiert.

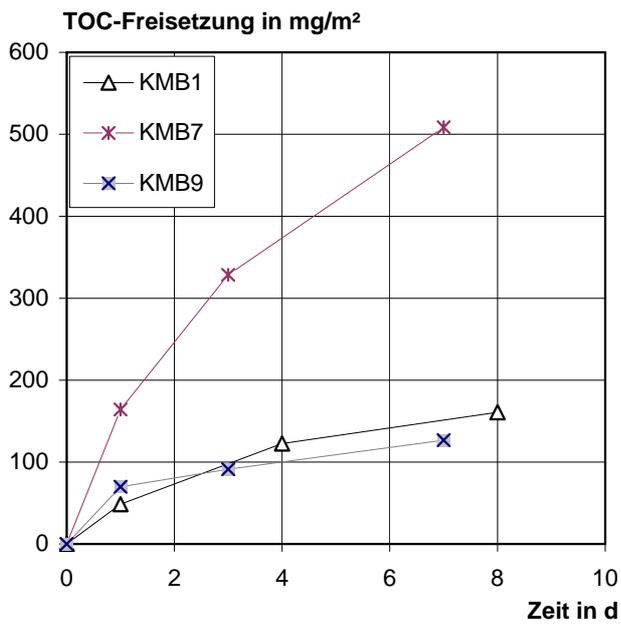
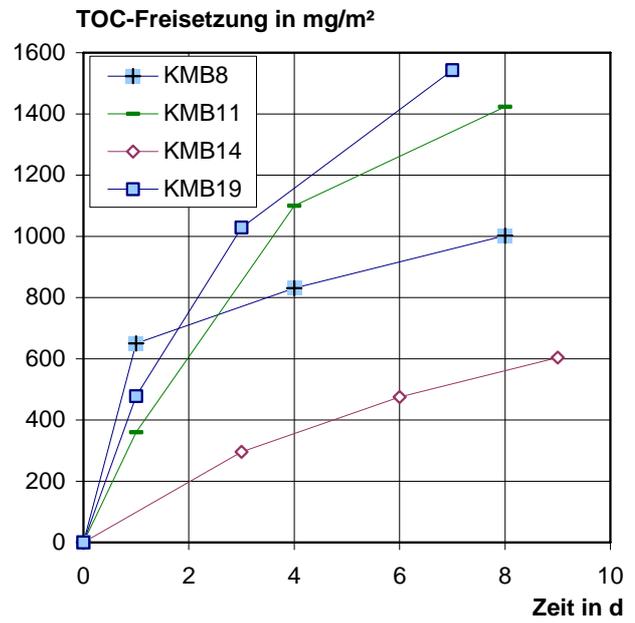
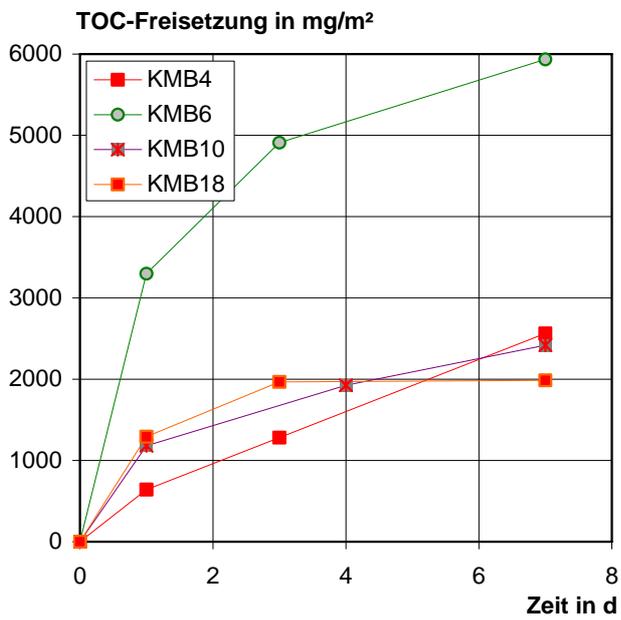


Bild 10: TOC-Freisetzungen verschiedener KMB im Trogversuch – Daten der Deutschen Bauchemie

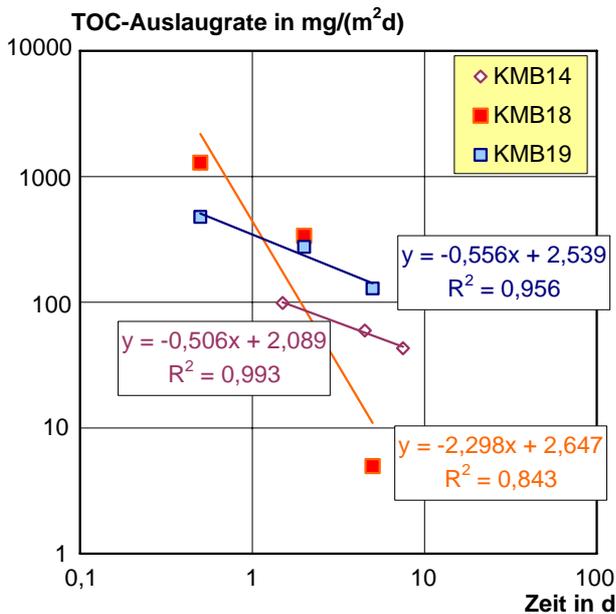
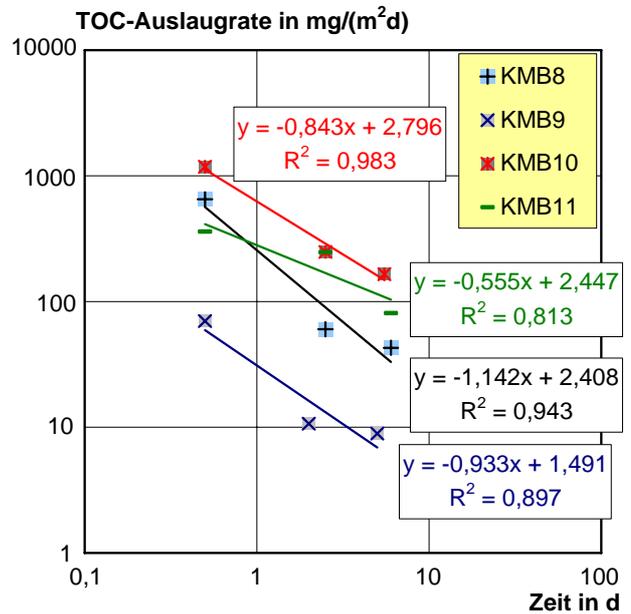
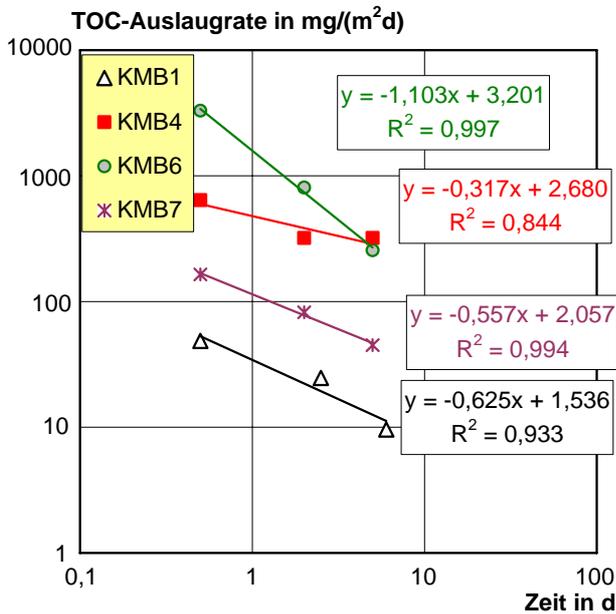


Bild 11: TOC-Auslaugraten verschiedener KMB im Trogversuch (Ausgleichsgraden in doppeltlogarithmischem Maßstab) – Daten der Deutschen Bauchemie

In Bild 12 sind die Phenol-Freisetzungen der 6 KMB dargestellt, bei denen Phenole nachweisbar waren. Hier liegen Maximal- und Minimalwert der Freisetzung um Faktor 100 auseinander. Die Auslaugraten zeigt Bild 13.

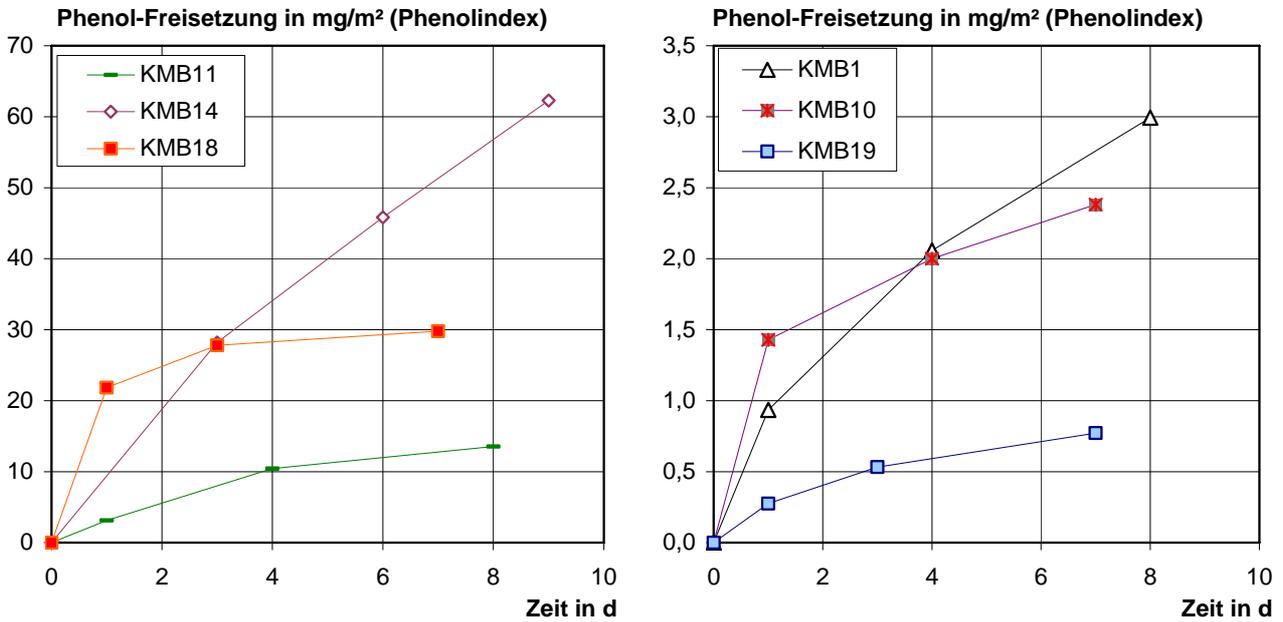


Bild 12: Phenol-Freisetzungen verschiedener KMB im Trogversuch – Daten der Deutschen Bauchemie

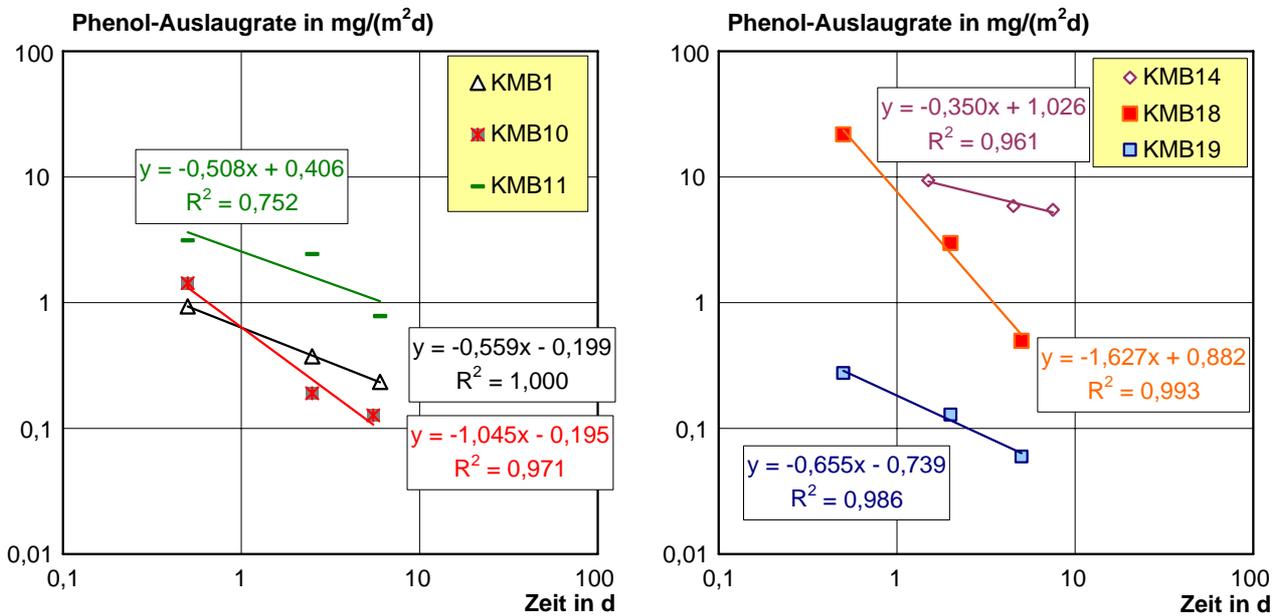


Bild 13: Phenol-Auslaugraten verschiedener KMB im Trogversuch (Ausgleichsgraden in doppeltlogarithmischem Maßstab) – Daten der Deutschen Bauchemie

Die PAK-Freisetzungen zeigt Bild 14. Hier liegen der höchste und der niedrigste Wert um einen Faktor von etwa 10 auseinander. Die entsprechenden Auslaugraten sind in Bild 15 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass hier die Steigungen in aller Regel um -0,5 (diffusionsgesteuerte Freisetzung) liegen. Bei drei Bitumen verläuft die Steigung allerdings steiler als -1.

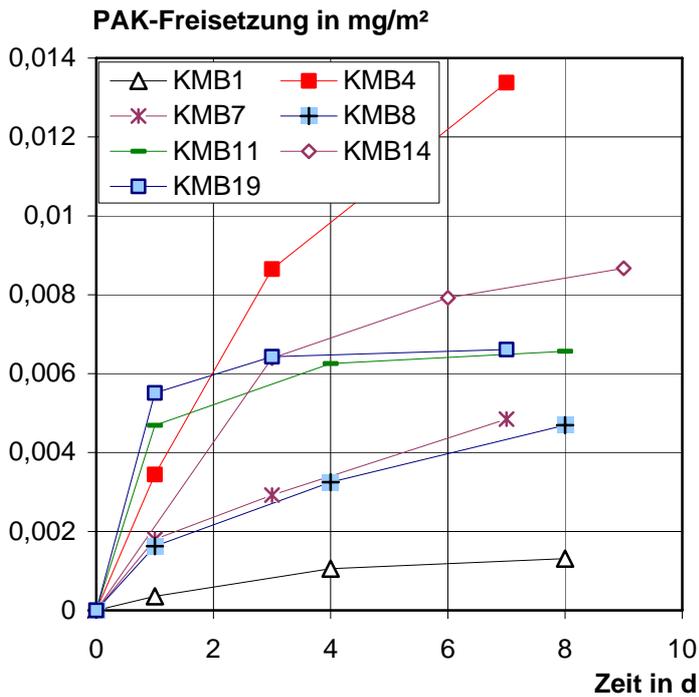


Bild 14: PAK-Freisetzungen verschiedener KMB im Trogversuch – Daten der Deutschen Bauchemie

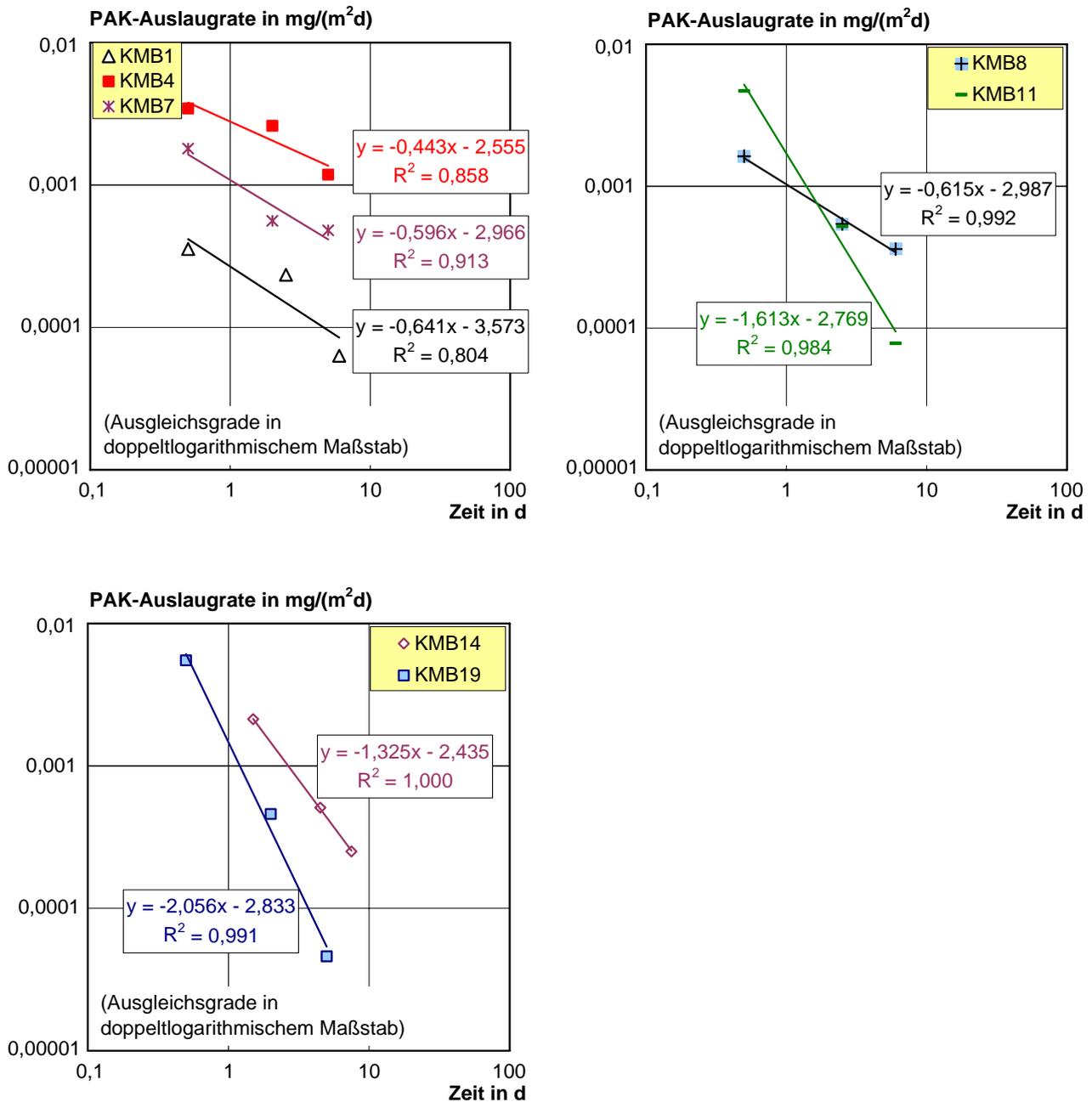


Bild 15: PAK-Auslaugraten verschiedener KMB im Trogversuch (Ausgleichsgraden in doppellogarithmischem Maßstab) – Daten der Deutschen Bauchemie

Analog zum Abschnitt 3.2.3 wurden durch Delogarithmieren der Gleichungen Funktionen für die Auslaugrate berechnet. Für alle verwertbaren Datensätze sind diese Funktionen in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 2: Auslaugraten der KMB der Deutschen Bauchemie

Baustoff	Parameter	Auslaugrate
-	-	mg/(m ² d)
1	2	3
KMB1	TOC	$J = t^{-0,625} \cdot 34,33$
	Phenole	$J = t^{-0,559} \cdot 0,632$
	PAK	$J = t^{-0,641} \cdot 0,000267$
KMB4	TOC	$J = t^{-0,317} \cdot 478,5$
	PAK	$J = t^{-0,443} \cdot 0,00279$
KMB6	TOC	$J = t^{-1,103} \cdot 1589$
KMB7	TOC	$J = t^{-0,5572} \cdot 114,2$
	PAK	$J = t^{-0,596} \cdot 0,00108$
KMB8	TOC	$J = t^{-1,142} \cdot 255,8$
	PAK	$J = t^{-0,615} \cdot 0,00103$
KMB9	TOC	$J = t^{-0,933} \cdot 30,99$
KMB10	TOC	$J = t^{-0,843} \cdot 625,8$
	Phenole	$J = t^{-1,045} \cdot 0,6376$
KMB11	TOC	$J = t^{-0,555} \cdot 280,0$
	Phenole	$J = t^{-0,508} \cdot 2,55$
	PAK	$J = t^{-1,613} \cdot 0,00170$
KMB14	TOC	$J = t^{-0,506} \cdot 122,7$
	Phenole	$J = t^{-0,350} \cdot 10,61$
	PAK	$J = t^{-1,325} \cdot 0,00367$
KMB18	Phenole	$J = t^{-1,627} \cdot 7,62$
KMB19	TOC	$J = t^{-0,556} \cdot 345,9$
	Phenole	$J = t^{-0,655} \cdot 0,182$
	PAK	$J = t^{-2,056} \cdot 0,00147$

3.2.5 Ergebnisse des Forschungsprojekts /Bra09/

Im Forschungsprojekt /Bra09/ wurden in einem Trogversuch vier Bitumendickbeschichtungen und vier ungesättigte Polyesterharze geprüft. Dabei wurden 6 Eluentenwechsel (nach 1, 3, 7, 16, 32 und 56 Tagen) in Anlehnung an den Langzeitstandtest für Beton /DAf05/ durchgeführt. Die Prüfparameter wurden dabei anhand der Liste der Geringfügigkeitsschwellen ausgewählt. Zusätzlich wurde bei den ungesättigten Polyesterharzen Styrol untersucht. Für diesen Stoff existiert zwar keine Geringfügigkeitsschwelle, es ist jedoch bekannt, dass Styrol aus Polyesterharzen freigesetzt wird und umweltrelevant ist. Tabelle 3 zeigt die untersuchten Parameter. Beim Bitumen waren die LHKW, die Kohlenwasserstoffe und die Phenole nicht nachweisbar, BTEX wurden nur bei einem Bitumen gefunden.

Tabelle 3: Parameterumfang bei der Elution der Abdichtungsstoffe, /Bra09/

Abdichtungsstoff	Ausgewählte, baustoffspezifische Parameter	Allgemeine Parameter
1	2	3
Bitumen	PAK, LHKW, Kohlenwasserstoffe, BTEX-Aromaten, Phenole	TOC, pH-Wert, Leitfähigkeit, Na, K, SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻
Ungesättigte Polyesterharze	PAK, LHKW, Kohlenwasserstoffe BTEX-Aromaten, Styrol	

Die Bitumenbeschichtungen B2, B3 und B4 sind auch in der Literatursammlung der Deutschen Bauchemie enthalten (s. Tabelle A5). Hier wurden dreistufige Trogversuche durchgeführt und die Parameter TOC, PAK und Phenolindex betrachtet. Die Bilder 16 und 17 zeigen die Freisetzungverläufe der Parameter TOC und PAK für die Bitumen, die BTEX-Freisetzung von Bitumen B2 ist in Bild 13 wiedergegeben. Beim Bitumen B3 konnten in /Bra09/ nur die ersten drei Eluate ausgewertet werden, da eine Hinterwanderung der Beschichtung aufgetreten ist.

Im Vergleich zu den Daten der Deutschen Bauchemie sind die in /Bra09/ ermittelten Freisetzungen beim TOC z. T. deutlich geringer, bei den PAK etwas höher. Ob hier systematische Unterschiede bei der Versuchsdurchführung / Analyse die Ursache sind oder ob es sich um Produktionsschwankungen handelt, kann nicht abgeschätzt werden. Für die weiteren Betrachtungen werden die Daten aus /Bra09/ verwendet, da hier mehr Messpunkte zur Verfügung stehen und die Auslaugrate so zuverlässiger bestimmt werden kann.

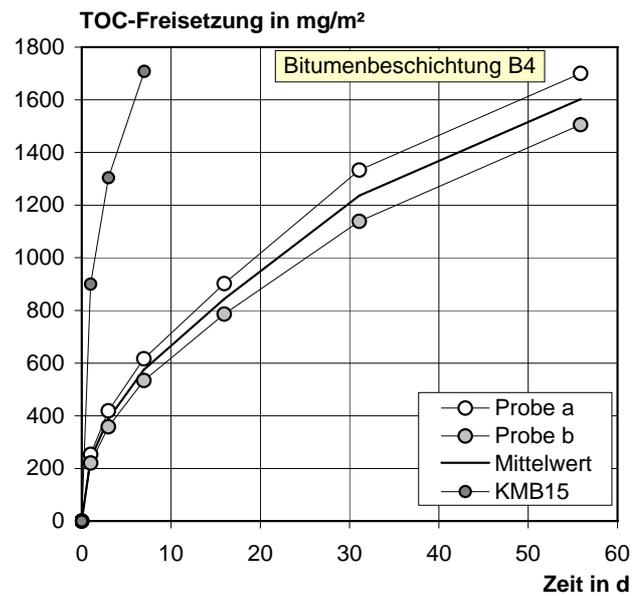
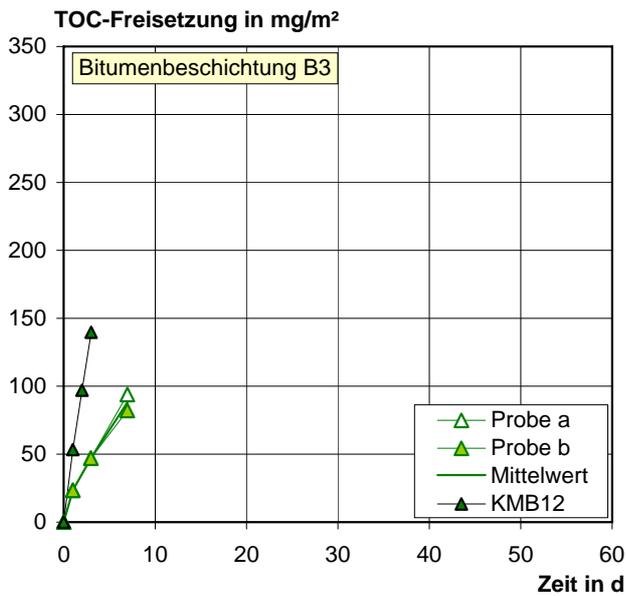
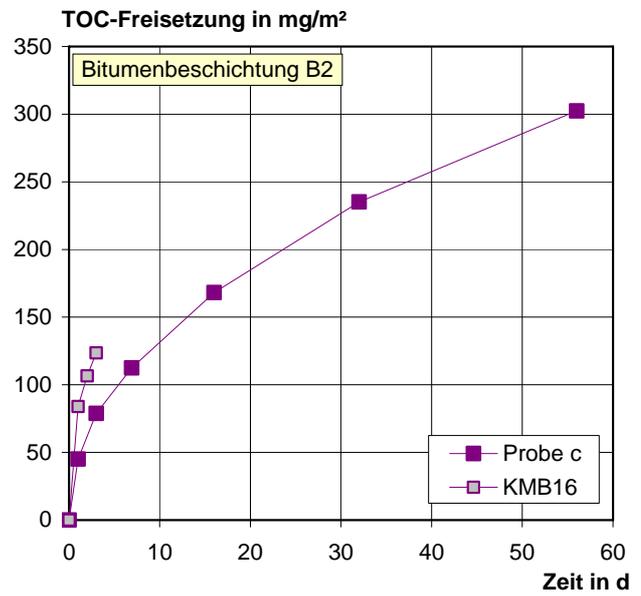
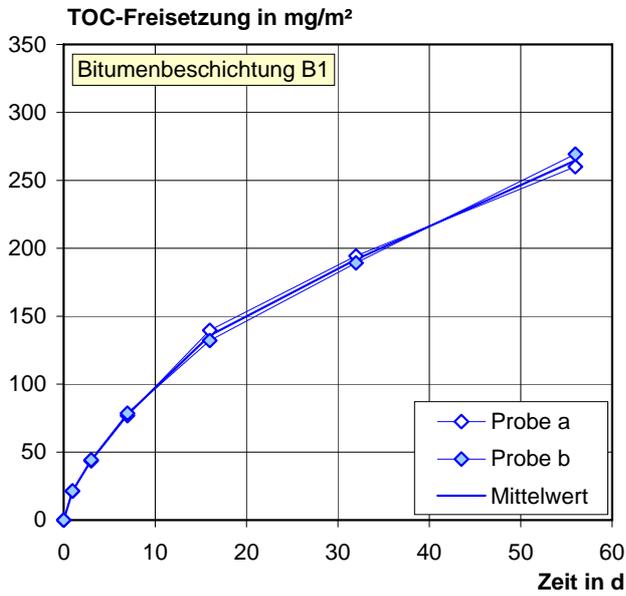


Bild 16: TOC-Freisetzung im Trogversuch an den Bitumenbeschichtungen (links: ein-komponentige Systeme; rechts: zweikomponentige Systeme), /Bra09/

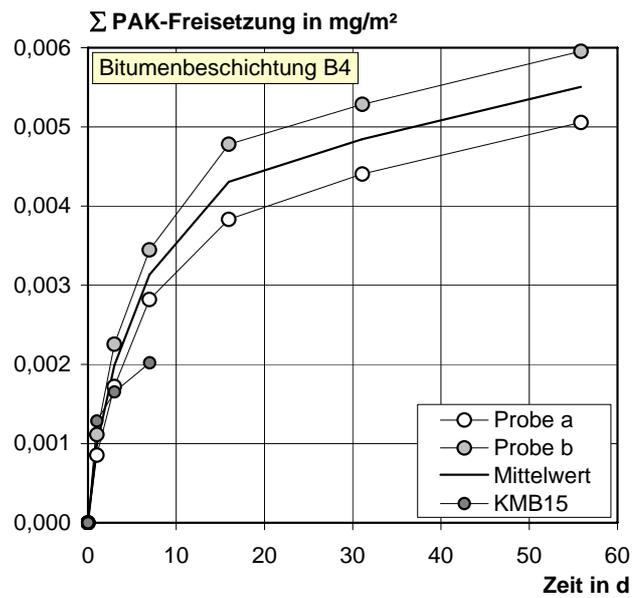
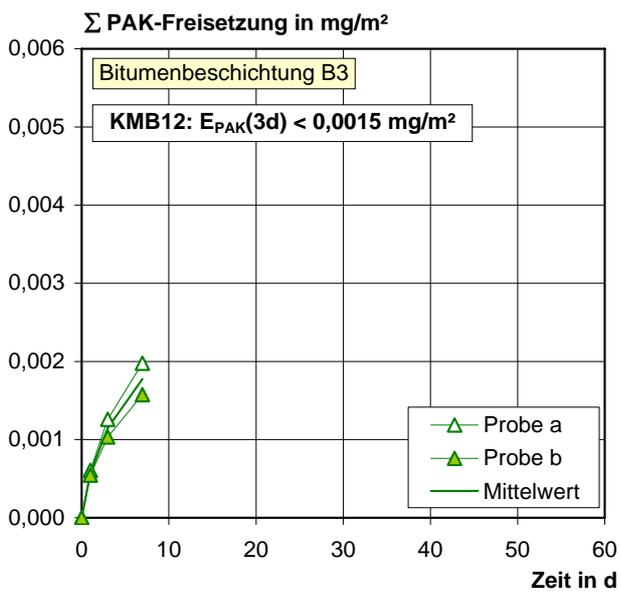
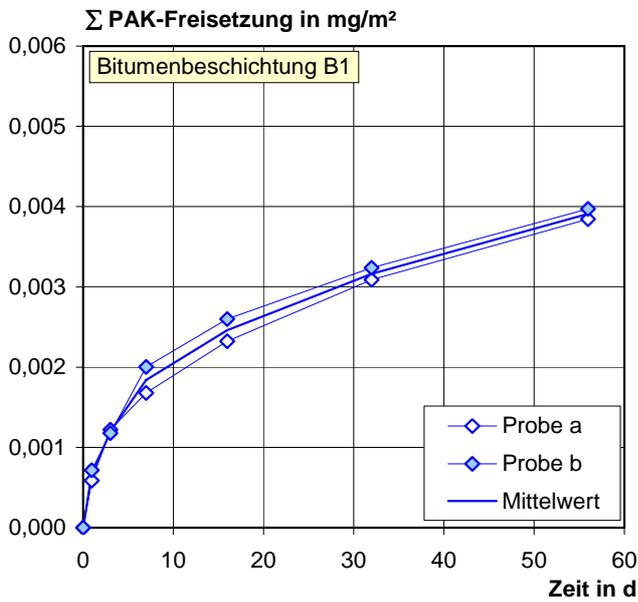


Bild 17: Σ PAK-Freisetzung im Trogversuch an den Bitumenbeschichtungen (links: einkomponentige Systeme; rechts: zweikomponentige Systeme), /Bra09/

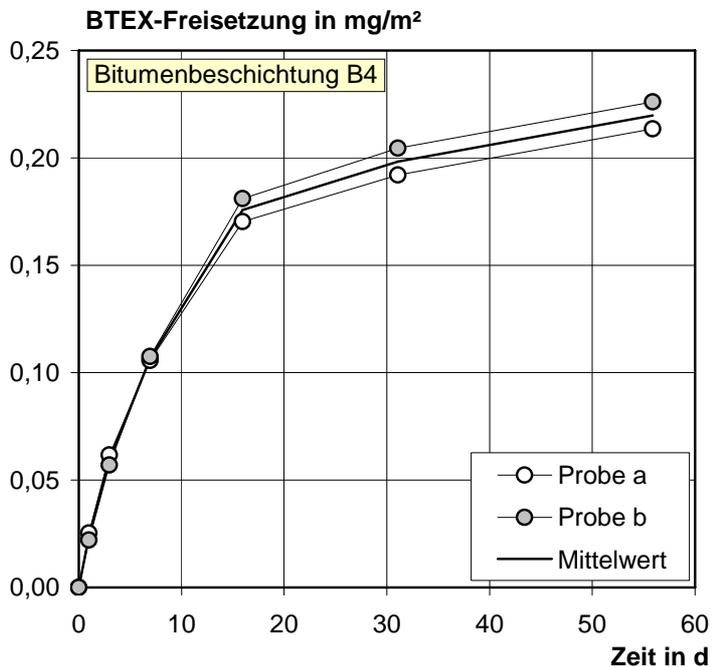


Bild 18: BTEX-Freisetzung im Trogversuch an Bitumenbeschichtung B2, /Bra09/

Auf die Darstellung sämtlicher Freisetzungskurven für die ungesättigten Polyesterharze wird an dieser Stelle verzichtet (vgl. /Bra09/), es sollen jedoch als Beispiel die Styrol-Freisetzung und –Auslaugraten dargestellt werden (s. Bild 19 und 20). Bei diesen Ergebnissen ist zu beachten, dass im Trogversuch eine erhebliche Ausgasung der flüchtigen Verbindung aufgetreten ist. Der Trogversuch wird üblicherweise in einem verschlossenen Gefäß durchgeführt, es liegt jedoch ein Gasraum über dem Eluenten vor. Hinzu kommt, dass im Projekt /Bra09/ die ungesättigten Polyesterharze erst nach einer Aushärtungszeit von bis zu drei Wochen ausgelaugt wurden. In dieser Vorlagerungszeit tritt eine Ausgasung aus den Probekörpern auf und die Freisetzung im Auslaugversuch sinkt entsprechend. Dies ist beim Einsatz des Baustoffs als Kanalsanierungsmittel nicht der Fall, da das Produkt im Kontakt mit dem Grundwasser aushärtet. Es ist davon auszugehen, dass bei realistischen Randbedingungen, d. h. Beginn der Auslaugung unmittelbar nach Probenherstellung und Unterbindung der Ausgasung während des Versuchs, eine höhere Styrol- und BTEX-Freisetzung auftreten wird. Dennoch werden die Ergebnisse bei der Modellierung mit einbezogen. Bei einer Wiederholung der Versuche im Rahmen eines eventuellen zukünftigen Forschungsprojekts kann dann überprüft werden, ob die Auslaugcharakteristik ähnlich ist. Der in Abschnitt 4.3 abgeleitete Grenzwert kann dann auch auf die neuen Ergebnisse angewendet werden.

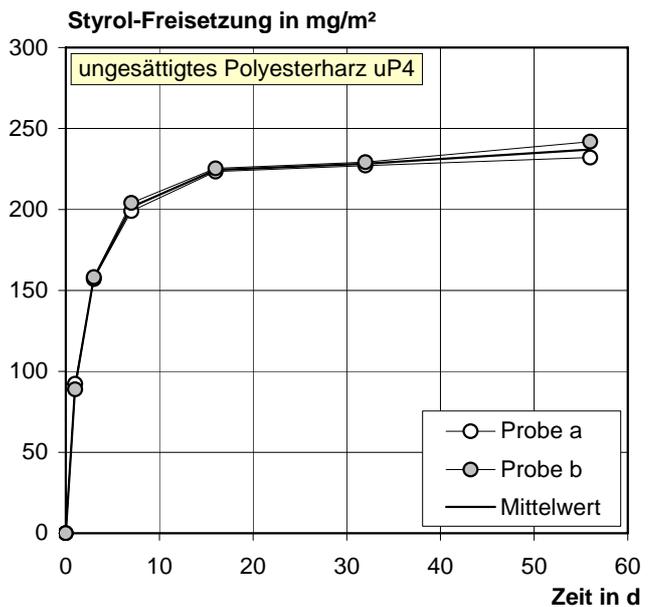
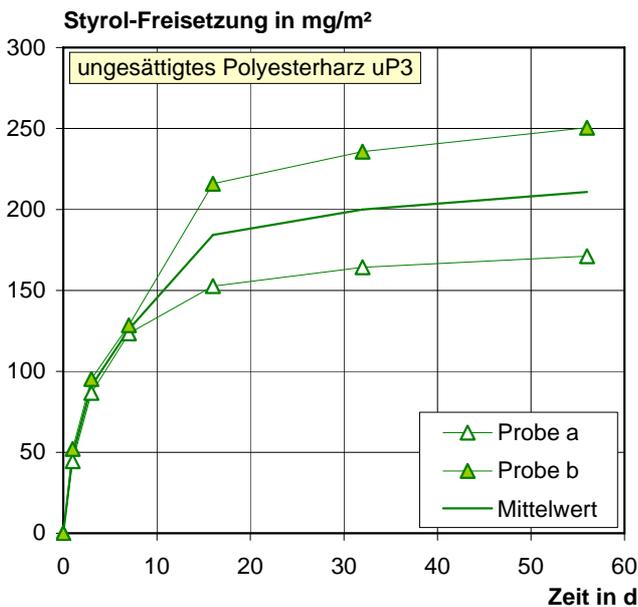
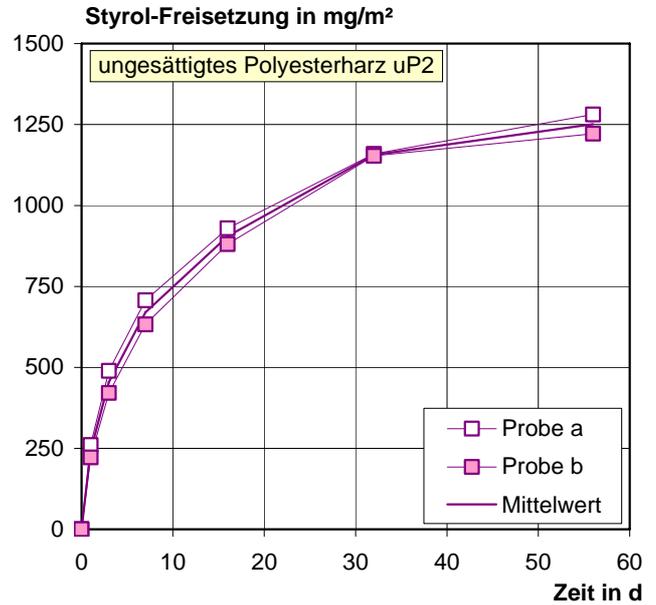
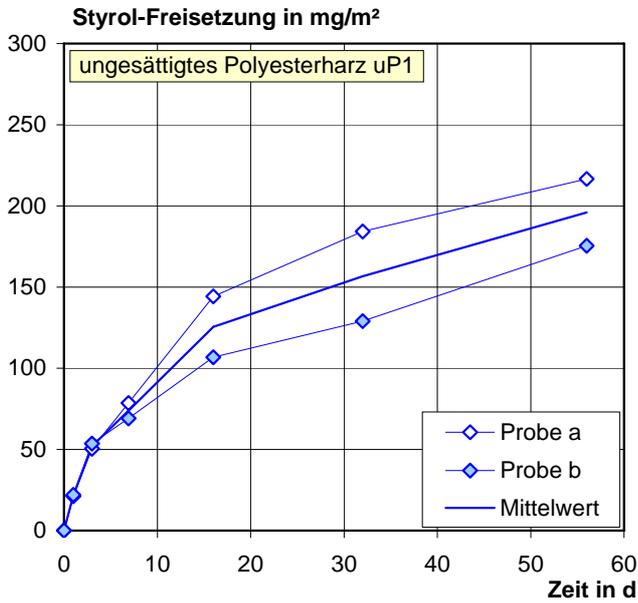


Bild B19: Styrol-Freisetzungen im Trogversuch an den ungesättigten Polyesterharzen

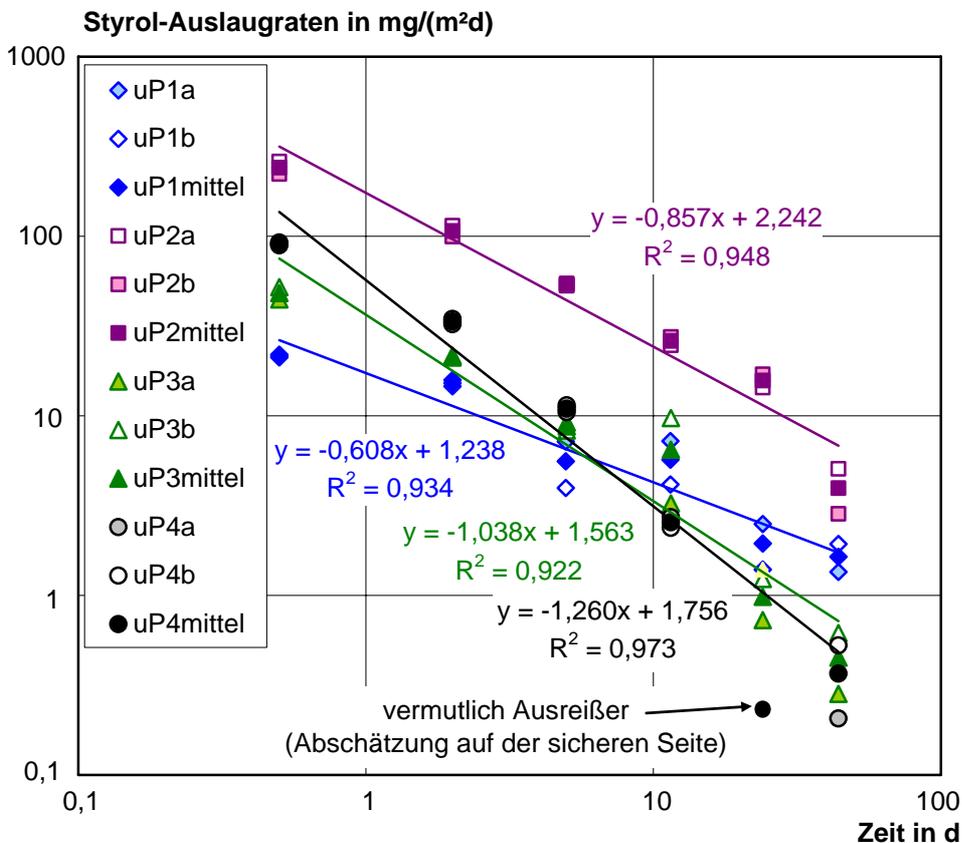


Bild B20: Styrol-Auslaugraten im Standtest an den ungesättigten Polyesterharzen (Ausgleichsgeraden in doppeltlogarithmischem Maßstab)

Wie in den Abschnitten 3.2.2 und 3.2.3 beschrieben, wurden auch in /Bra09/ Auslaugraten für die untersuchten Beschichtungsstoffe ermittelt. Dabei wurden die BTEX-Aromaten in Einzelstoffe aufgeschlüsselt, /LAW04/ enthält jedoch eine GFS für den Summenparameter. Daher wurden die Einzelstoffe für die Transportsimulationen zusammengefasst und eine Auslaugrate berechnet (s. Tabelle 4).

Tabelle 4: Auslaugraten der Abdichtungsstoffe aus /Bra09/

Baustoff	Parameter	Auslaugrate
-	-	mg/(m ² d)
1	2	3
Bitumen B1	Chlorid	$J = t^{-0,278} \cdot 4,385$
	Sulfat	$J = t^{-0,129} \cdot 1,560$
	TOC	$J = t^{-0,441} \cdot 16,18$
	PAK	$J = t^{-0,700} \cdot 0,00043$
Bitumen B2	Chlorid	$J = t^{-0,879} \cdot 11,04$
	Sulfat	$J = t^{-0,570} \cdot 49,66$
	TOC	$J = t^{-0,606} \cdot 26,79$
	PAK	Peak nicht auswertbar
	BTEX	$J = t^{-0,758} \cdot 0,0243$
Bitumen B3	Chlorid	ermittelte Gleichung nicht verwertbar
	Sulfat	$J = t^{-0,444} \cdot 0,845$
	TOC	$J = t^{-0,369} \cdot 17,30$
	PAK	$J = t^{-0,558} \cdot 0,00040$
Bitumen B4	Chlorid	$J = t^{-0,521} \cdot 146,2$
	Sulfat	$J = t^{-0,633} \cdot 751,6$
	TOC	$J = t^{-0,583} \cdot 134,3$
	PAK	$J = t^{-0,854} \cdot 0,00077$
ungesättigtes Polyesterharz uP1	Styrol	$J = t^{-0,608} \cdot 17,30$
	PAK	$J = t^{-0,740} \cdot 0,000156$
ungesättigtes Polyesterharz uP2	Styrol	$J = t^{-0,857} \cdot 174,6$
	BTEX	$J = t^{-0,796} \cdot 22,80$
	PAK	$J = t^{-0,588} \cdot 0,000124$
ungesättigtes Polyesterharz uP3	Styrol	$J = t^{-1,038} \cdot 36,56$
	BTEX	$J = t^{-0,834} \cdot 3,656$
	PAK	$J = t^{-0,647} \cdot 0,000129$
ungesättigtes Polyesterharz uP4	Styrol	$J = t^{-1,260} \cdot 57,02$
	BTEX	$J = t^{-1,075} \cdot 17,22$
	PAK	$J = t^{-0,765} \cdot 0,000118$

3.3 Injektionsstoffe

3.3.1 Beschreibung des inversen Säulenversuchs

Beim inversen Säulenversuch wird eine Sand gefüllte Acrylglassäule mit einem Durchmesser von 300 mm und einer Höhe von 50 mm von unten nach oben von Leitungswasser durchströmt (Förderleistung i. d. R. $4 \pm 0,2$ l/h; entspricht einer Fließgeschwindigkeit von rd. 1,36 m/d). Das zu untersuchende Material wird in die Mitte der Säule eingebracht. Dies kann durch Injektion oder durch Eingraben geschehen. Die Probenmenge ist in gewissen Grenzen variabel, sollte jedoch nicht zu groß sein, damit der Injektionskörper noch gut umströmt werden kann (häufig wird 1 l gewählt). Bei der Versuchsdurchführung wird die Probenmenge protokolliert. Die Versuchseinrichtung ist in Bild 21 schematisch dargestellt.

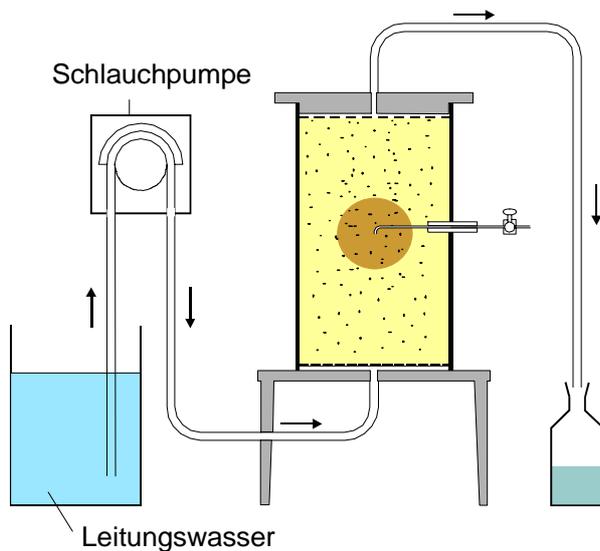


Bild 21: Schematischer Aufbau des inversen Säulenversuchs

Da die Fließgeschwindigkeit im Versuch höher ist als in der praktischen Anwendung, wird die Wasserzufuhr üblicherweise erst nach einer gewissen Reaktionszeit der Injektionsmittel gestartet. Sonst kann es passieren, dass Einzelkomponenten ausgewaschen werden. Ausnahmen bilden hier die Zementsuspensionen, bei denen der Versuch meist direkt im Anschluss an das Einbringen des Probenmaterials gestartet wird.

Die Probenahme des Eluats kann unterschiedlich gestaltet werden; i. d. R. wird jedoch in den ersten 8 Stunden kontinuierlich beprobt, wobei Chargen von 2 l gesammelt werden. Die späteren Prüftermine wie auch die Laufzeit des Versuchs sind variabel.

3.3.2 Ergebnisse der Recherche beim Hygiene-Institut und in der Literatur

Die grundsätzliche Durchführung des Säulenversuchs ist in Abschnitt 3.3.1 beschrieben. Auch diese Versuche werden am Hygiene-Institut routinemäßig durchgeführt, allerdings sind die Randbedingungen nicht in jedem Fall gleich. Daher sind in Tabelle A6 Details zur Versuchsdurchführung zusammengefasst. Die Zementsuspension ZSPa und das Acrylatgel A1 wurden im Rahmen eines Forschungsprojekts untersucht (s. /Bra04/). Die Daten zu ZSPb und ZSPc wurden vom DIBt zur Verfügung gestellt. ZSPd und ZSPe wurden wie die übrigen Injektionsstoffe im Rahmen von Materialprüfaufträgen am Hygiene-Institut untersucht. In den Bildern 22 bis 25 sind beispielhaft der pH-Wert sowie die Sulfat-, Natrium-, Chrom-, Kupfer- und TOC-Konzentration angegeben, soweit die Daten in den einzelnen Versuchen ermittelt wurden. Bei den Spurenelementen wurden meist nur einzelne Eluate der Maximal- und der Abklingphase analysiert, z. T. wurden auch Mischeluate hergestellt. Nur bei der Zementsuspension ZSPa wurden Konzentrationsverläufe bestimmt.

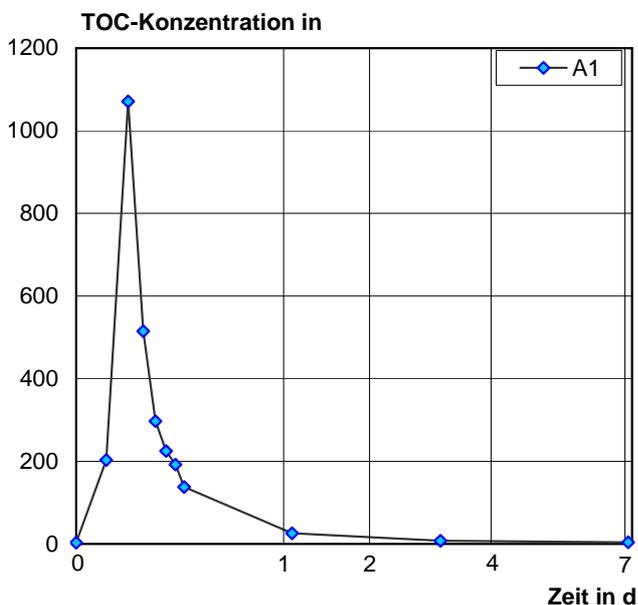


Bild 22: Zeitlicher Verlauf der TOC-Konzentration im Eluat des Säulenversuchs an Acrylatgel A1

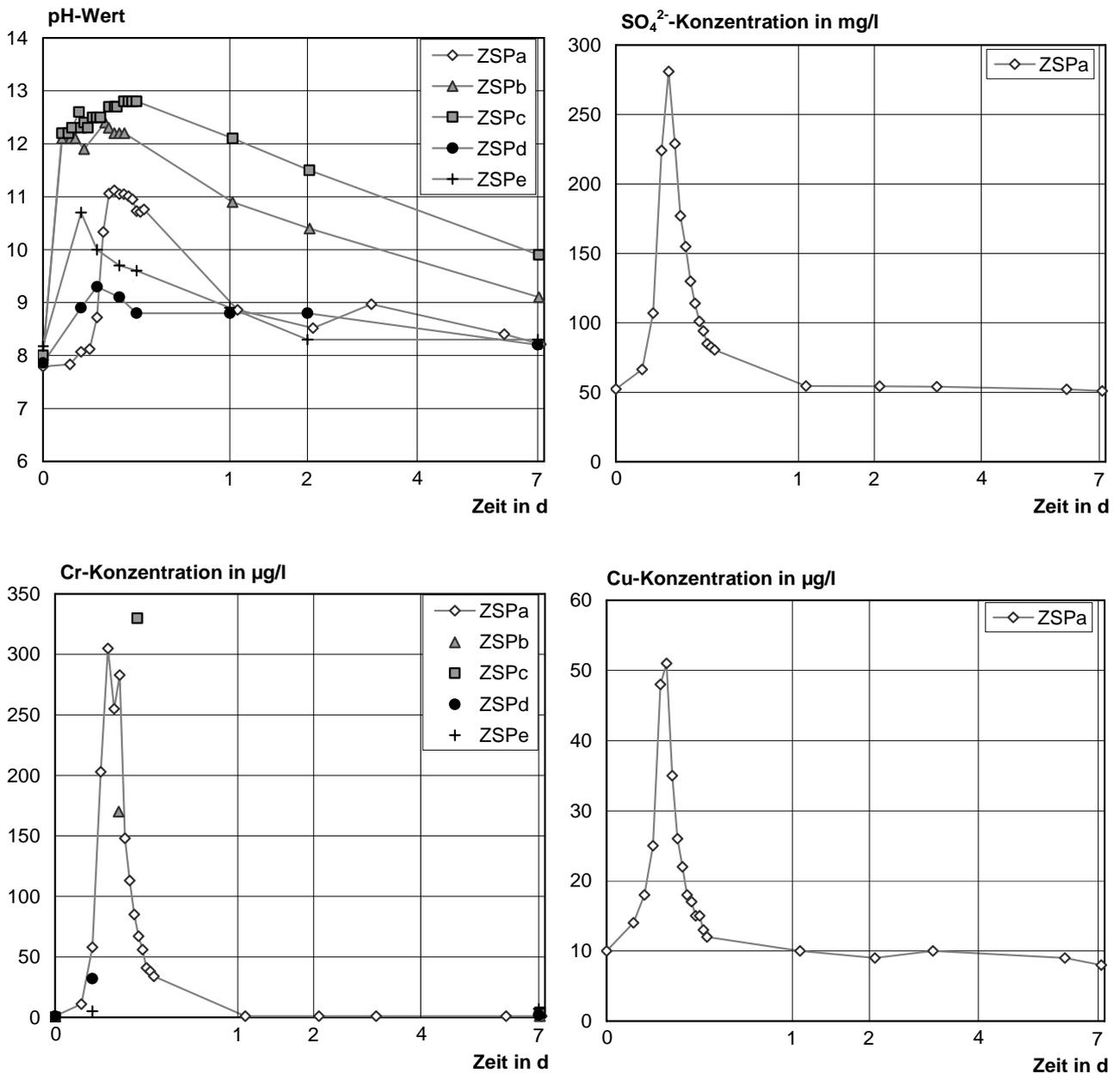


Bild 23: Zeitlicher Verlauf ausgewählter Parameter im Eluat des Säulenversuchs an Zementsuspensionen

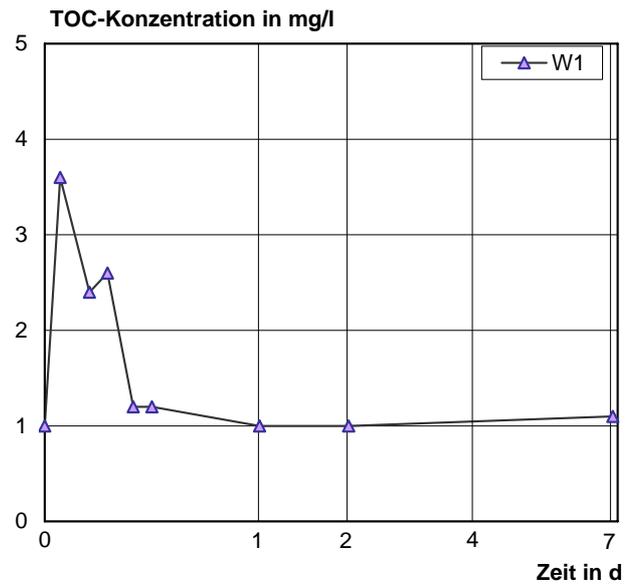
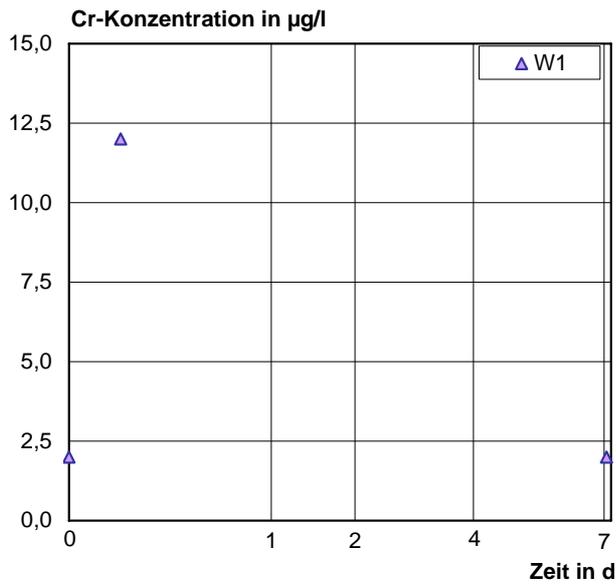
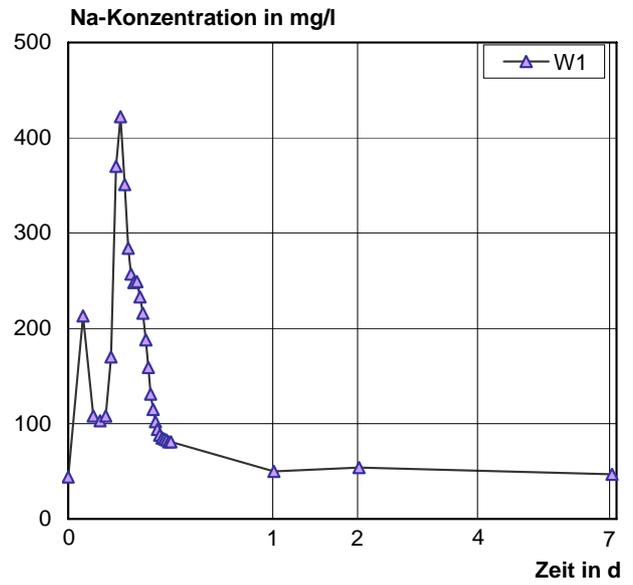
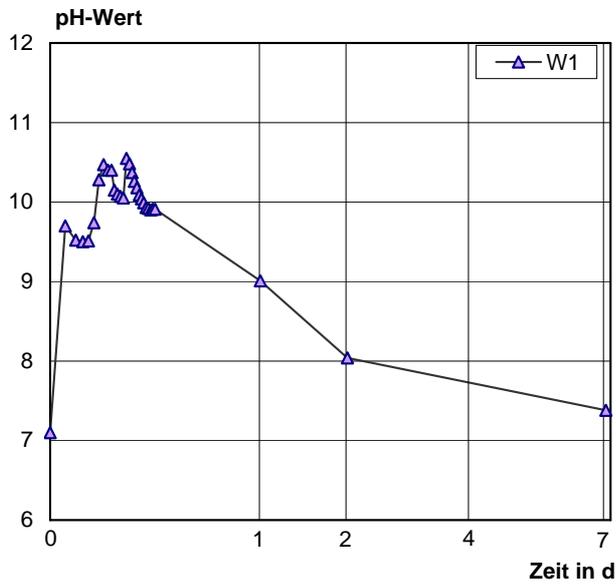


Bild 24: Zeitlicher Verlauf ausgewählter Parameter im Eluat des Säulenversuchs an Natriumwasserglas

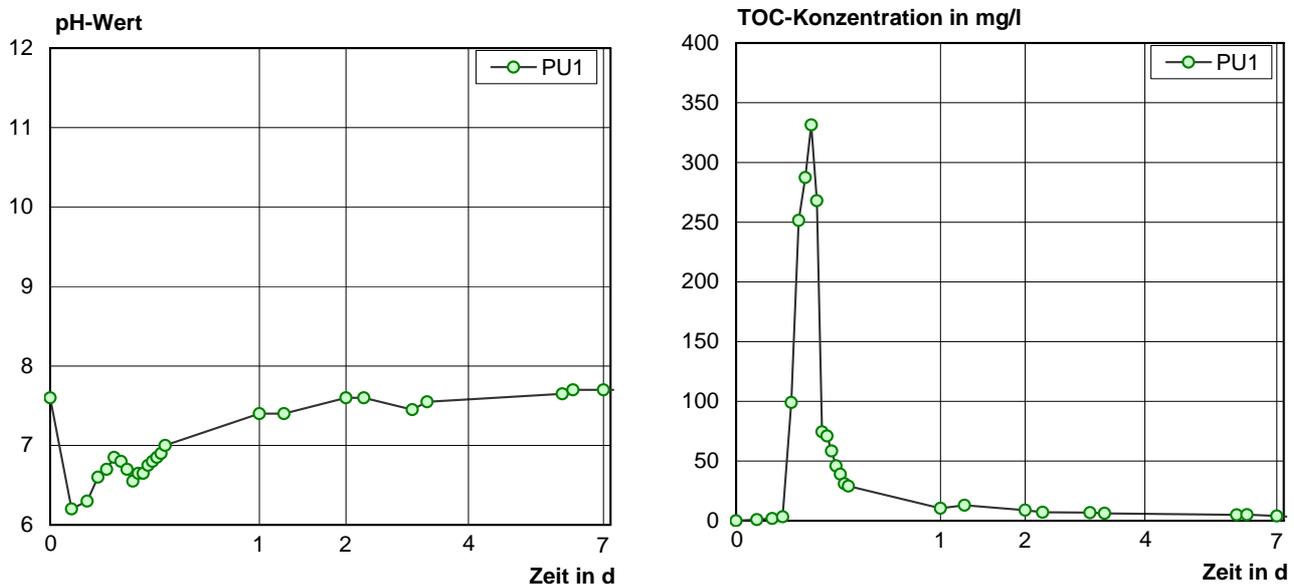


Bild 25: Zeitlicher Verlauf ausgewählter Parameter im Eluat des Säulenversuchs an dem Polyurethan PU1

Da die Spurenelemente bei den Zementsuspensionen meist nur in einzelnen Eluaten analysiert wurden, können keine Gesamtfreisetzungen ermittelt werden. Nur bei der Zementsuspension ZSPa kann der Austrag berechnet und für eine Transportberechnung verwendet werden. Bei den organischen Substanzen liegen nur Daten für TOC vor, die hier zwar ausgewertet werden, aber nicht für eine Bewertung herangezogen werden können, da kein Grenzwert vorliegt. Anhand der Konzentrationen wurde die Freisetzung berechnet und auf die eingebrachte Masse des Baustoffs bezogen. Bei Natriumwasserglas liegen nur für ein Produkt Ergebnisse vor und es wurden auch in /Bra09/ keine Versuche an diesem Materialtyp durchgeführt. Daher wurden diese Ergebnisse nicht ausgewertet.

Da die Konzentrationen im Säulenversuch sehr schnell wieder abklingen, kann bei der Transportmodellierung mit einem einmaligen Eintrag gerechnet werden. Tabelle 5 fasst die wenigen verwertbaren Ergebnisse zusammen.

Tabelle 5: Gesamtfreisetzungen im inversen Säulenversuch – Daten aus der Recherche

Baustoff	Parameter	Gesamtfreisetzung
-	-	mg/kg
1	2	3
Zementsuspension ZSPa	Sulfat	2223
	Chrom	3,055
	Kupfer	0,294
PU1	TOC	7107
Acrylatgel A1	TOC	13588

3.3.3 Ergebnisse des Forschungsprojekts /Bra09/

Aufgrund der sehr geringen Zahl an verwertbaren Daten aus dem Säulenversuch wurden je vier Acrylatgele, Polyurethane und Zementsuspensionen in dem zwischengeschalteten Forschungsprojekt /Bra09/ untersucht. Die betrachteten Parameter sind in Tabelle 6 zusammengestellt, allerdings waren die organischen Einzelstoffe meist nicht nachweisbar.

Tabelle 6: Parameterumfang bei der Elution der Injektionsstoffe, /Bra09/

Injektionsstoff	Ausgewählte, baustoffspezifische Parameter	Allgemeine Parameter
1	2	3
Acrylate	PAK, LHKW, Kohlenwasserstoffe	TOC, pH-Wert, Leitfähigkeit, Na, K, SO_4^{2-} , Cl^-
Polyurethane	Aromatische Amine ¹⁾ , Phenole, LHKW, Kohlenwasserstoffe	TOC, pH-Wert, Leitfähigkeit, Na, K, SO_4^{2-} , Cl^-
Zement-suspensionen	Sb, As, Pb, Cd, Cr, Co, Cu, Mo, Ni, Se, Tl, V	pH-Wert, Leitfähigkeit, Na, K, SO_4^{2-} , Cl^-

1) auf Vorschlag des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) mit aufgenommen

Bei der Versuchsdurchführung wurde das Eluat in den ersten 8 Stunden in Fraktionen von 2 l gesammelt und kontinuierlich beprobt. Dadurch ergaben sich 16 Proben, an denen die elektrische Leitfähigkeit, der pH-Wert und der TOC gemessen wurden. Nach der Bestimmung dieser Parameter wurden jeweils zwei Proben für die weiteren Untersuchungen vereint. Im weiteren Verlauf des Versuchs wurde das Wasser abweichend vom üblichen Vorgehen ebenfalls kontinuierlich gesammelt. Die Analysen der Wasserproben geben daher nicht die Konzentration zum Probenahmezeitpunkt, sondern die mittlere Konzentration im Auslaugintervall an. Mit der Wassermenge konnte somit die Gesamtfreisetzung berechnet

werden. In Bild 19 sind beispielhaft die Chromkonzentrationen der vier Zementsuspensionen dargestellt. Die Zementsuspension ZS2 wurde zusätzlich nach einer Aushärtezeit von 24 Stunden geprüft, hier war kein Anstieg der Chromkonzentration messbar.

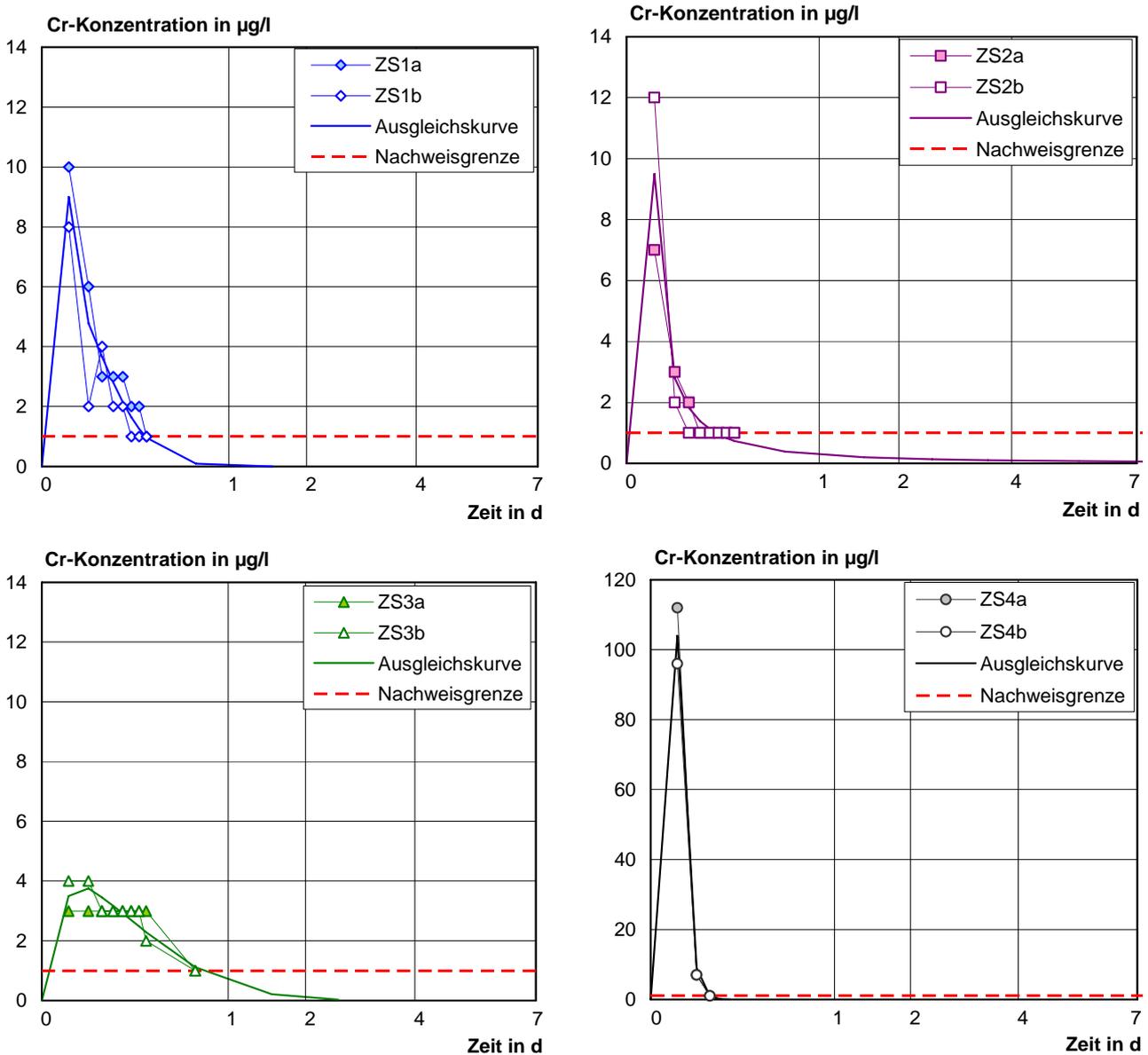


Bild 26: Chromkonzentrationen im inversen Säulenversuch an den Zementsuspensionen, /Bra09/

Wie im Bild 26 zu sehen, stieg die Konzentration in aller Regel sehr steil an und fiel nach kurzer Zeit wieder auf die Nachweisgrenze bzw. auf den Blindwert ab. Daher wurde der Gesamtaustrag als einmaliger Eintrag in das Transportprogramm eingegeben. Tabelle 7 fasst die z. T. von Produkt zu Produkt sehr unterschiedlichen Ergebnisse zusammen.

Tabelle 7: Gesamtfreisetzungen im inversen Säulenversuch

Baustoff	Parameter	Gesamtfreisetzung
-	-	mg/kg
1	2	3
Acrylatgel Ac1	TOC	2993
	Sulfat	1032
Acrylatgel Ac2	TOC	3261
	Sulfat	1137
Acrylatgel Ac3	TOC	11279
Acrylatgel Ac4	TOC	7065
Polyurethan PUR1	TOC	595
	aromatische Amine	6,217
Polyurethan PUR2	TOC	362
	aromatische Amine	3,351
Polyurethan PUR3	TOC	1381
Polyurethan PUR4	TOC	28316 ¹⁾
Zementsuspension ZS1	Chlorid	131,8
	Sulfat	752,5
	TOC	17,1
	Chrom	0,034
	Molybdän	0,066
	Vanadium	0,812
Zementsuspension ZS2	Chlorid	127,9
	Sulfat	470,9
	TOC	13,7
	Chrom	0,044
	Molybdän	0,047
	Vanadium	0,827
Zementsuspension ZS2 mit 24 h Aushärtezeit	Chlorid	38,9
	Sulfat	137,6
	TOC	10,7
	Vanadium	0,0056
Zementsuspension ZS3	Chlorid	68,9
	Sulfat	255,6
	TOC	3,1
	Chrom	0,062
	Vanadium	0,218
Zementsuspension ZS4	Chlorid	6,944
	Sulfat	500,3
	TOC	172,5
	Chrom	0,148
	Molybdän	0,197
	Vanadium	0,010

1) Bei der Modellierung wird die Auslaugrate als Eingangsparameter gewählt.
Für $t = 0$ bis $t = 8$ d gilt: $J_1 = 3127$ mg/(kg-d) und für $t > 8$ d bis $t = 16$ d gilt $J_2 = 366$ mg/(kg-d)

3.3.4 Ergänzende Informationen zu Acrylatgelen

3.3.4.1 Vorbemerkung

Die in den Abschnitten 3.3.1 bis 3.3.3 aufgeführten Ergebnisse zu Acrylatgelen zeigen, dass diese Stoffe einen vergleichsweise hohen Austrag von TOC aufweisen. Es wird diskutiert, inwieweit diese Austräge auf die Versuchsbedingungen, insbesondere auf die hohe Fließgeschwindigkeit des Wassers, zurückzuführen sind. Es wurden daher in der Vergangenheit Vergleichsuntersuchungen mit anderen Versuchsaufbauten durchgeführt. Dabei handelt es sich in der Regel um unveröffentlichte Arbeiten, die im Zusammenhang mit Zulassungsprüfungen entstanden sind. Vom DIBt wurden einige Prüfberichte zur Verfügung gestellt, deren Ergebnisse hier in anonymisierter Form wiedergegeben werden. Im Rahmen von /Bra04/ wurde zudem ein Langzeitstandtest an Acrylatgelwürfeln durchgeführt, der zum Vergleich herangezogen werden kann (Abschnitt 3.3.4.4).

3.3.4.2 Prüfkammeruntersuchungen

Von der MFPA Leipzig wurde eine Prüfkammer für Injektionsstoffe entwickelt. Dabei handelt es sich um einen Kasten aus Stahlblech, der an einer Seitenwand mit einem Injektionspacker ausgerüstet ist. An einem Acrylatgel, hier mit Ac05 bezeichnet, wurden vergleichende Untersuchungen mit der Prüfkammer und dem inversen Säulenversuch durchgeführt. In der Tabelle 8 sind die Versuchsbedingungen gegenübergestellt.

Tabelle 8: Gegenüberstellung der Prüfbedingungen bei einer Vergleichsuntersuchung mit der Prüfkammer und dem inversen Säulenversuch

Parameter	Prüfkammer	Säulenversuch
1	2	3
Abmessungen der Prüfeinrichtung	Grundfläche: 800 · 500 mm ² Höhe: 800 mm	Innendurchmesser: 290 mm Höhe: 490 mm
Boden	Sand 0/2 mm, mitteldicht gelagert, mit Auflast	Sand 0/2 mm, mitteldicht gelagert
Eluent	Leitungswasser, horizontale Durchströmung	Leitungswasser, vertikale Durchströmung von unten nach oben
Wasserdurchfluss	12 l/h	6 l/h
Fließgeschwindigkeit (Filtergeschwindigkeit)	0,03 m/h (= 0,72 m/d)	0,091 m/h (= 2,18 m/d)
Injektionsmenge	4 l	1 l
Prozedere bei der Injektion	2-stufige Injektion mit 10 min Pause bei laufender Durchströmung des Bodens	Einstufige Injektion, Beginn der Durchströmung des Bodens 5 min nach Injektionsende

Die Probenahmen erfolgten zunächst in halbstündigem Abstand, später mit größeren zeitlichen Abständen. Beide Versuche wurden nach rd. 30 Stunden beendet. Das Niveau der Hintergrundwerte war in beiden Fällen erreicht. Die Ergebnisse einer Bilanzierung der TOC-Austräge in beiden Versuchseinrichtungen enthält Tabelle 9.

Tabelle 9: Gegenüberstellung der TOC-Freisetzungen bei einer Vergleichsuntersuchung mit der Prüfkammer und dem inversen Säulenversuch

Parameter	Einheit	Prüfkammer	Säulenversuch
1	2	3	4
TOC-Gesamtaustrag	mg	17843	11500
	mg/l ¹⁾	4461	11500
	mg/m ² ²⁾	62540	98010

- 1) Freisetzung bezogen auf das Volumen des Acrylatgels (Rohdichte nicht angegeben)
- 2) Freisetzung bezogen auf die Oberfläche des Prüfkörpers

Die freigesetzte Menge TOC pro Liter injiziertes Acrylatgel ist beim Säulenversuch rd. 2,6-mal so hoch wie in der Prüfkammer. Dieses Ergebnis spricht dafür, dass der Austrag mit sinkender Fließgeschwindigkeit zurückgeht. Allerdings spielt auch die in Relation zur injizierten Menge deutlich größere Oberfläche des Injektionskörpers beim Säulenversuch eine Rolle. Im Rahmen des hier ausgewerteten Materialprüfauftrags wurde die Oberfläche der Injektionskörper vermessen und die TOC-Abgabe auf die Oberfläche bezogen (s. Tabelle 9, letzte Zeile). Auch hier weist der Säulenversuch die höhere Freisetzung auf, allerdings ist der Wert nur rd. 1,6-mal so hoch wie in der Prüfkammer. Von der MFPA Leipzig wurde ein Geometriebeiwert abgeleitet, der sich aus dem Volumen des Injektionskörpers (in l) dividiert durch die Oberfläche (in m²) ergibt. Berücksichtigt man diesen Geometriebeiwert, so erhält man für beide Versuche sehr ähnliche TOC-Abgaben. Die MFPA Leipzig führt die Unterschiede somit nicht auf die Fließgeschwindigkeit zurück, sondern lediglich auf die Geometrie der Injektionskörper.

3.3.4.3 Versuche mit dem Bochumer Versuchsaufbau

Beim Bochumer Versuchsaufbau handelt es sich um einen Stahlzylinder mit einem Durchmesser von 1 m, der sowohl für den Anwendungsfall „Kanalsanierung“ als auch für die Injektion in Sandboden geeignet ist (s. Bild 27). Die Durchströmung erfolgt diagonal von unten nach oben.

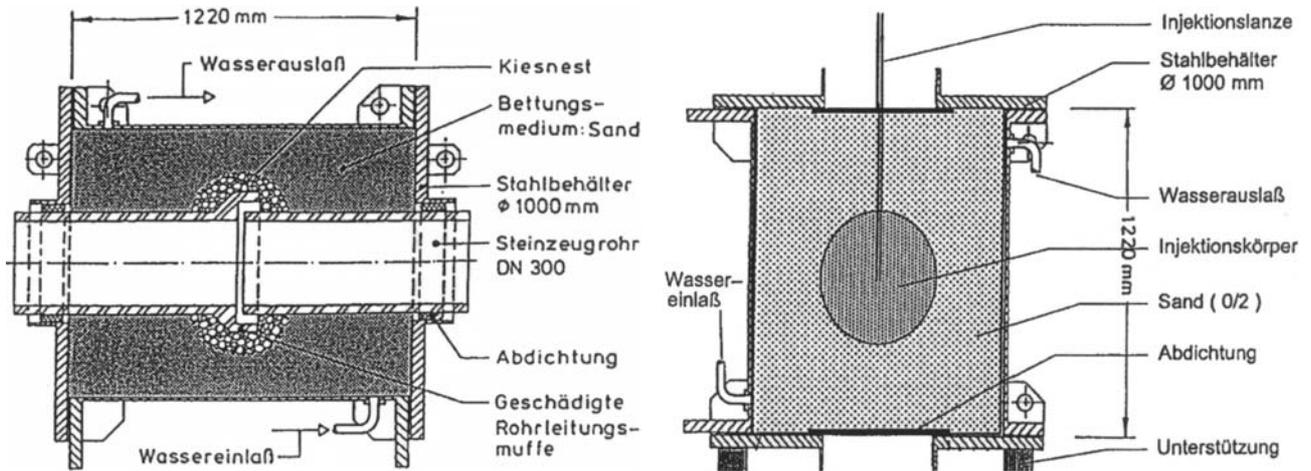


Bild 27: Bochumer Versuchsaufbau für die Untersuchung von Injektionsstoffen bei Kanalsanierung (defekte Muffenverbindung, links) und bei Injektion in Sandboden (rechts), /Gru98/

In /Gru98/ sind Vergleichsversuche zwischen dem Bochumer Versuchsaufbau (Variante links im Bild 27) und dem Säulenversuch an einem Acrylharz enthalten. In der Tabelle 10 werden die Versuchsbedingungen verglichen.

Tabelle 10: Gegenüberstellung der Prüfbedingungen bei einer Vergleichsuntersuchung mit dem Bochumer Versuchsaufbau und dem inversen Säulenversuch

Parameter	Bochumer Versuchsaufbau	Säulenversuch
1	2	3
Abmessungen der Prüfeinrichtung	Durchmesser: 1000 mm Länge: 1220 mm	Durchmesser: 280 mm Höhe: 500 mm
Boden	Sand 0,2/2 mm	Normsand nach DIN EN 196-1
Eluent	Leitungswasser, diagonale Durchströmung	Leitungswasser, vertikale Durchströmung von unten nach oben
Wasserdurchfluss	9 l/h	4 l/h
Fließgeschwindigkeit (Filtergeschwindigkeit)	0,896 m/d	1,55 m/d
Injektionsmenge	49,5 l	1 l
Prozedere bei der Injektion	Injektion mit einem Packer im Rohr an der Muffe bei Wasserstand an der Unterkante des Rohrs Injektionsdauer: 20 min, anschließend vollständige Befüllung mit Wasser (ca. 1 h), dann Einstellung der Fließgeschwindigkeit und 1. Probenahme (t = 0 gesetzt)	Injektion in die wassergesättigte Säule, Beginn der Durchströmung unmittelbar nach Injektionsende

Bild 28 zeigt die gemessenen TOC-Konzentrationen in den beiden Versuchen. Es ist ersichtlich, dass die Konzentrationen im Säulenversuch deutlich höher sind, dafür schließt sich im Bochumer Versuchsaufbau ein längeres Tailing an. Zwischen ein und drei Tagen wird hier ein zweiter Anstieg der Konzentrationen gefunden. Zu beachten ist, dass die Injektionsmenge im Bochumer Versuchsaufbau erheblich höher ist.

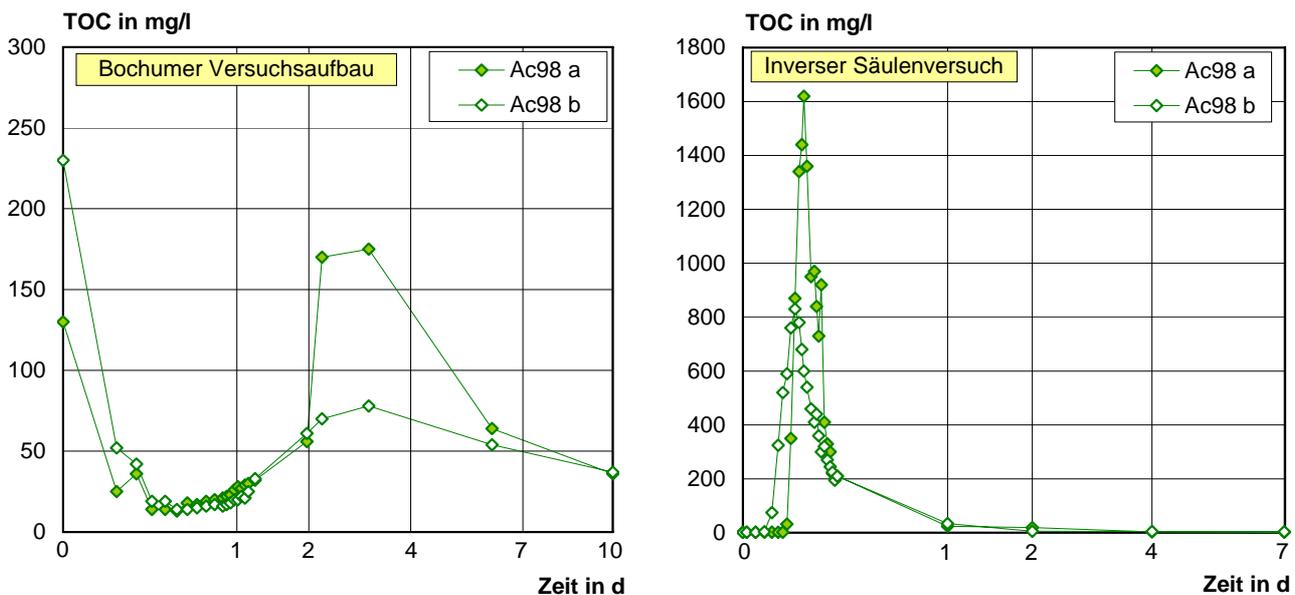


Bild 28: TOC-Konzentrationen im Bochumer Versuchsaufbau und im inversen Säulenversuch an einem Acrylatgel, /Gru98/

Zur Auswertung der beiden Versuche soll die TOC-Freisetzung berechnet werden. Da dies in /Gru98/ nicht von Interesse war, sind die Versuche mit dem Bochumer Versuchsaufbau für diese Auswertung leider schlecht dokumentiert. So wird nicht angegeben, welche Probenmenge bei der Probenahme jeweils aufgefangen wurde bzw. ob es sich um Mischproben über einen längeren Zeitraum, oder um kurzzeitige Werte handelt. Auch auf Nachfrage bei dem Sachbearbeiter konnte diese Frage nicht geklärt werden. Im Bericht wird jedoch erwähnt, dass das Eluat in einer 5-l-Glasflasche gesammelt wurde. Es wird daher hier davon ausgegangen, dass jeweils 5-l-Proben genommen wurde. Unter dieser Prämisse dauerte die Probenahme bei der o. g. Fördermenge 33 Minuten. Für das im Zeitraum zwischen zwei Probenahmen anfallende Wasser wurde der Mittelwert der TOC-Konzentration von der vorangehenden und der folgenden Probe gewählt. Des Weiteren wurde in /Gru98/ für den Bochumer Versuchsaufbau kein Hintergrundwert angegeben. Es wurde daher hier die Hintergrundkonzentration aus dem Säulenversuch angenommen. Die mit diesen Annahmen berechnete Freisetzung bezogen auf die injizierte Menge des Acrylatgels ist in Bild 29 der Freisetzung im Säulenversuch gegenübergestellt.

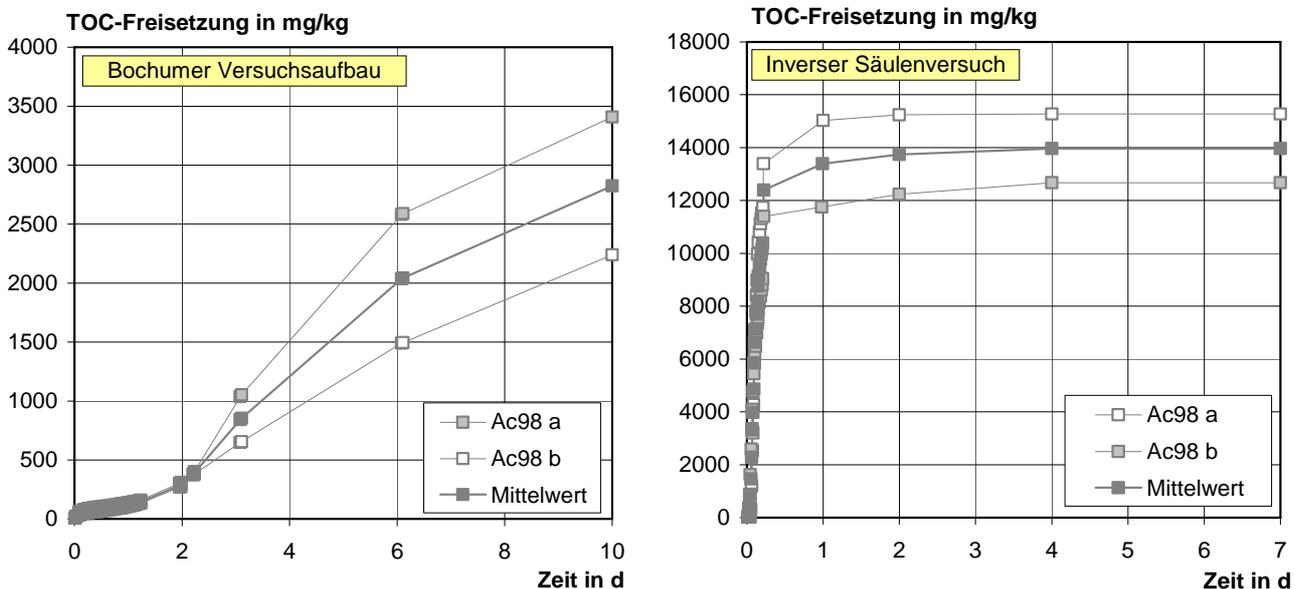


Bild 29: TOC-Freisetzungen im Bochumer Versuchsaufbau (berechnet mit mehreren Annahmen) und im inversen Säulenversuch an einem Acrylatgel

Im betrachteten Zeitraum ist die Freisetzung im Säulenversuch erheblich höher als im Bochumer Versuchsaufbau. Allerdings ist die Freisetzung in der Säule nach einem Tag weitestgehend abgeschlossen, während im Bochumer Versuchsaufbau nach 10 Tagen immer noch TOC-Konzentrationen von 36 mg/l bei einem Blindwert von 1,8 mg/l vorlagen. Hier ist die Freisetzung demnach noch nicht abgeschlossen. Die Gesamtfreisetzungen können hier daher nicht verglichen und der Einfluss der Versuchsbedingungen, insbesondere der Fließgeschwindigkeit, nicht bewertet werden. Vom DIBt wurde noch ein weiterer Forschungsbericht mit Untersuchungen im Bochumer Versuchsaufbau zur Verfügung gestellt (s. /Ste92/). Auch hier waren bei den Versuchen an Acrylatgelen die Konzentrationen nach 10 Tagen i. d. R. noch deutlich erhöht. Da auch in diesem Bericht keine exakte Beschreibung der Probenahmen enthalten ist, und zudem auch keine inversen Säulenversuche durchgeführt wurden, wird auf eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse verzichtet.

3.3.4.4 Vergleichsuntersuchung im Langzeitstandtest

Im Rahmen der Untersuchungen zu /Bra04/ wurde das Acrylatgel A1 aus Abschnitt 3.3.2 zum Vergleich in einem Langzeitstandtest untersucht. Der Standtest wurde an Probekörpern, die aus Sand und Injektionsstoff bestehen, durchgeführt. Bei der Herstellung der Probekörper wurde Sand der Körnung 1/2 mm in eine Würfelschalung mit 100 mm Kantenlänge gefüllt. Die Lagerungsdichte wurde zu $D = 0,3$ gewählt. Das Acrylatgel wurde angemischt und sofort auf den Sand aufgegeben. Der Sand wurde durch leichtes Rütteln entlüftet. Ein Würfel enthielt 0,545 kg Acrylatgel. Nach der Herstellung erfolgte eine Vorlagerung im Feuchtraum (20 °C, 95 % r. F.) bis zum Alter von 28 Tagen. Anschließend wurde der Langzeitstandtest mit den Entnahmezeiten 1, 2, 4, 9, 16, 32 und 56 Tagen und einem Volumen Eluent/Oberfläche Prüfkörper-Verhältnis von $V/O = 50 \text{ l/m}^2$ durchgeführt, d. h. der Würfel wurde mit 3 l deionisiertem Wasser beaufschlagt. Tabelle 11 fasst die Ergebnisse für den Parameter TOC zusammen.

Tabelle 11: TOC-Ergebnisse des Langzeitstandtests am Acrylatgel aus /Bra04/

Entnahmezeitpunkt	TOC-Konzentration im Eluat	TOC-Freisetzung
d	mg/l	mg/kg Acrylatgel
1	2	3
1	427	2350
2	167	3270
4	137	4024
9	244	5367
16	237	6672
32	238	7982
56	206	9116

Es ist ersichtlich, dass sich die Freisetzung über einen langen Zeitraum fortsetzt. Im Säulenversuch war die Freisetzung bereits nach einem Tag stark abgeklungen und nach 3 Tagen nicht mehr messbar. Der Gesamtaustrag betrug in diesem Versuch 13588 mg/kg (vgl. Tabelle 5). Im Langzeitstandtest ist der Austrag aufgrund des stehenden Wassers offensichtlich verlangsamt, er liegt jedoch zumindest in einer ähnlichen Größenordnung. Auf Basis dieser Ergebnisse kann nicht davon ausgegangen werden, dass bei langsamerer Fließgeschwindigkeit wesentlich weniger TOC freigesetzt wird. Es wäre jedoch zu überprüfen, inwieweit die Freisetzung im Langzeitstandtest durch das deionisierte Wasser hervorgerufen wird.

3.3.4.5 Fazit

In den vorangegangenen Abschnitten wurden verschiedene Vergleichsuntersuchungen zum inversen Säulenversuch an Acrylatgelen beschrieben. Es sollte festgestellt werden, inwieweit die hohen TOC-Austräge bei diesem Material auf die Versuchsrandbedingungen zurückzuführen sind. Bei der Bewertung der Acrylatgele wird die Freisetzung des Säulenversuchs auf eine Einbausituation übertragen, in der das Grundwasser nur eine minimale Fließgeschwindigkeit aufweist. Es wurde vermutet, dass bei geringerer Fließgeschwindigkeit ein deutlich kleinerer TOC-Austrag stattfindet, so dass die Ergebnisse des Säulenversuchs in der Simulation zu unrealistisch hohen Grundwasserkonzentrationen führen. Die zusammengestellten Vergleichsversuche zeigen, dass die Fließgeschwindigkeit und wahrscheinlich auch die Probengeometrie einen Einfluss auf das Freisetzungsverhalten haben. Es kann jedoch nicht belegt werden, dass sich die Gesamtfreisetzung im Vergleich zum Säulenversuch signifikant verringert, vielmehr deuten die Ergebnisse z. T. darauf hin, dass der Freisetzungsprozess nur verzögert wird.

4 TRANSPORTSIMULATIONEN

4.1 Vorbemerkungen

In den folgenden Kapiteln werden die Transportsimulationen für die einzelnen Abdichtungs- und Injektionsstoffe vorgestellt. Die vorliegenden Ergebnisse der Auslaugversuche an Beschichtungsstoffen wurden in Abschnitt 3.2 dargestellt und die sich ergebenden Auslaugraten ermittelt. Diese Auslaugraten dienen bei der Modellierung als Schadstoffeintrag. Die Auslaugversuche an Injektionsstoffen wurden in Abschnitt 3.3 dargestellt. Hier werden einmalige Schadstoffeinträge modelliert. Die Hintergrundkonzentration wurde dabei in allen Fällen zu Null gewählt. Bei einigen Parametern ist dies nicht realistisch, beispielsweise liegt für Chlorid die mittlere Grundwasserkonzentration in Deutschland bei rd. 50 mg/l und für Sulfat bei rd. 80 mg/l (vgl. /Med98/). Berücksichtigt man die Hintergrundwerte so erhöhen sich die Kontaktgrundwasserkonzentrationen um diesen Wert.

Die ermittelten Schadstoffeinträge müssen an der Oberfläche der jeweiligen Baustoffe in ein Modellgebiet eingetragen werden. Da sich die Einbauszenarien der betrachteten Baustoffe erheblich unterscheiden, wurden verschiedene Bauteilgeometrien gewählt, die jeweils in den Abschnitten 4.2 bis 4.6 beschrieben sind. Der Boden und das Grundwassergefälle aus dem Bewertungskonzept für Beton wurden beibehalten (vgl. Bild 1). Abbau und Retardierung wurden durchgehend vernachlässigt.

Für den Schadstofftransport im Boden müssen parameterspezifische Diffusionskoeffizienten definiert werden, diese sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Tabelle 12: Diffusionskoeffizienten zur Modellierung der Stoffausbreitung im Grundwasser

Parameter	Diffusionskoeffizient im Boden
-	m ² /s
1	2
Chlorid ¹⁾	$1,02 \cdot 10^{-9}$
Sulfat ¹⁾	$5,35 \cdot 10^{-10}$
PAK ²⁾	$1,25 \cdot 10^{-17}$
TOC	Kein Wert festzulegen, Diffusion wurde vernachlässigt
Phenole, Styrol, BTEX, aromatische Amine	Kein Wert ermittelt, Diffusion wurde vernachlässigt
Chromat ³⁾	$3,34 \cdot 10^{-10}$
Kupfer ³⁾	$2,11 \cdot 10^{-10}$
Molybdat ³⁾	$5,85 \cdot 10^{-10}$
Vanadium	Ausgangsdaten zur Berechnung konnten nicht ermittelt werden, es wird 10^{-10} angenommen

- 1) angesetzt wurde die Hälfte der Diffusionskoeffizienten, die sich bei Diffusion in Wasser einstellen. Üblicherweise wird $\frac{1}{2}$ bis $\frac{1}{100}$ gewählt
- 2) Scheinbarer Diffusionskoeffizient für die $\Sigma 15$ -EPA-PAK nach /Hen07/
- 3) aus /Hoh03/ bzw. analog berechnet

4.2 Bitumendickbeschichtungen

4.2.1 Modellgebiet

Für die Bitumendickbeschichtungen wurde in Abstimmung mit dem Deutschen Institut für Bautechnik ein Gebäude mit einer Grundfläche von 10 m x 10 m und einer Eintauchtiefe von 2 m gewählt. Aufgrund der kleineren Abmessungen wurde die Dispersivität neu abgeschätzt. Die Breite des Bauwerks umfasst 10 m, betrachtet wird das Grundwasser im Bereich von 0 bis 2 m hinter dem Bauwerk. Die Längenskala liegt damit bei 10 bis 12 m. In Bild 30 ist eine Datensammlung aus /Kin95/ wiedergegeben, aus der die longitudinale Dispersivität zu 1 m abgeschätzt wurde. Die transversale Dispersivität ergibt sich damit zu 0,1 m. In Bild 31 ist das Modellgebiet schematisch dargestellt. Bild 32 zeigt das FE-Netz.

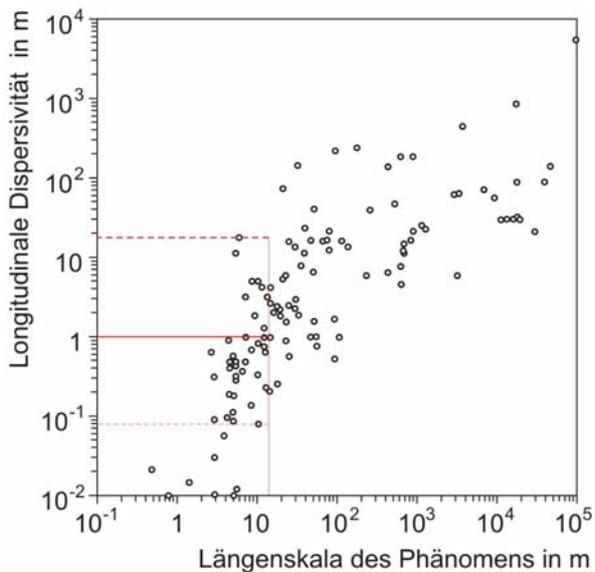


Bild 30: Skalenabhängigkeit der longitudinalen Dispersivität /Kin95/

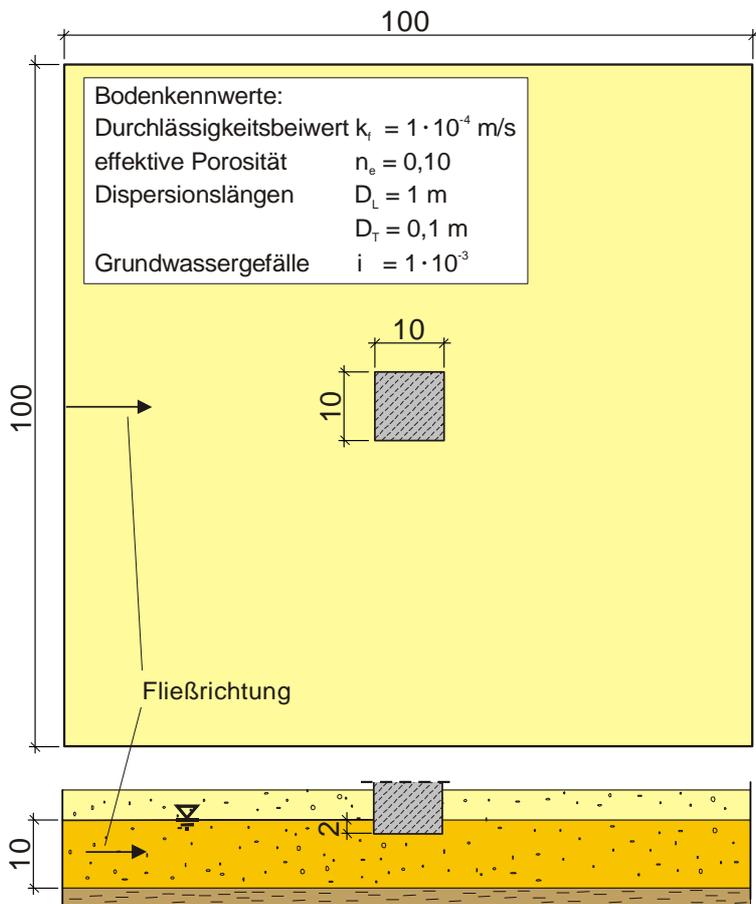


Bild 31: Aufsicht und Schnitt des Modellgebiets für die Bitumenbdickbeschichtungen

Es handelt sich hierbei um ein dreidimensionales Modell, da neben der Strömung in der Fläche auch eine Unterströmung des Bauwerks auftritt. Der Grundwasserleiter wurde daher in 7 Layer unterteilt. Dabei werden die Dreieckselemente des Netzes hochgezogen, sodass sich Prismen ergeben, deren Höhe der Schichtdicke des Layers entspricht. Die Unterteilung ist in Bild 33 gegeben. Die obersten 5 Layer weisen eine Dicke von 0,5 m auf, der 6. von 1,5 m und der 7. von 6 m. Der Bereich des Gebäudes (10 m x 10 m in Layer 1 bis 4) wurde in der Durchlässigkeit auf 10^{-12} m/s verringert, so dass dieser Bereich nicht durchströmt wird.

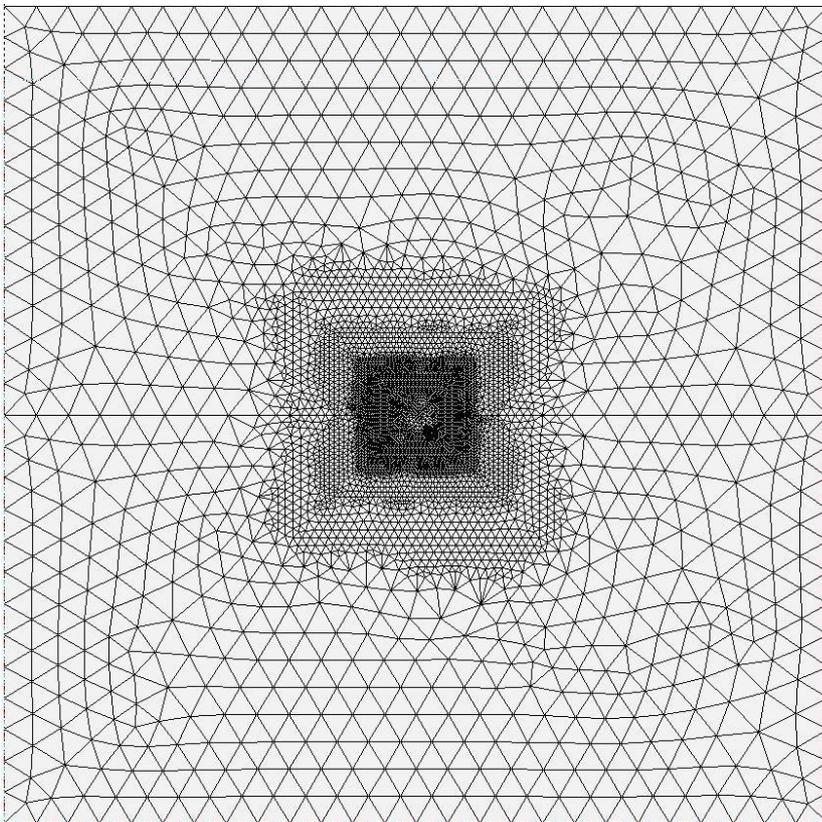


Bild 32: FE-Netz des Modellgebiets für die Bitumenbeschichtungen

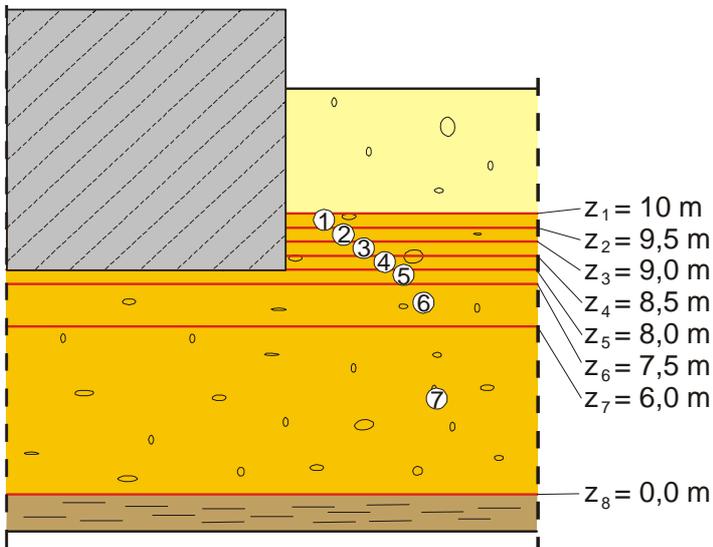


Bild 33: Gewählte Einteilung des Grundwasserleiters in Layer

4.2.2 Schadstoffeinträge

Im Abschnitt 3.2 wurden die vorhandenen Daten zu den Beschichtungsstoffen vorgestellt. Die folgenden Tabellen 13 und 14 fassen noch einmal alle an Bitumenprodukten ermittelten Auslaugraten zusammen, die für die Simulationen herangezogen wurden.

Tabelle 13: Auslaugraten der organischen Parameter bei den Bitumenbeschichtungen (vgl. Tabellen 1, 2 und 4)

Bitumen- beschich- tung	Auslaugrate J (t)			
	TOC	PAK	Phenolindex	BTEX
-	mg/(m ² d)			
1	2	3	4	5
Bit1	$J = t^{-1,325} \cdot 21,09$	$J = t^{-0,528} \cdot 0,000942$	-	-
Bit2	$J = t^{-0,642} \cdot 13,15$	n. b.	aussortiert	-
KMB1	$J = t^{-0,625} \cdot 34,33$	$J = t^{-0,641} \cdot 0,000267$	$J = t^{-0,559} \cdot 0,632$	-
KMB4	$J = t^{-0,317} \cdot 478,5$	$J = t^{-0,443} \cdot 0,00279$	n. b.	-
KMB6	$J = t^{-1,103} \cdot 1589$	n. b.	n. b.	-
KMB7	$J = t^{-0,557} \cdot 114,2$	$J = t^{-0,596} \cdot 0,00108$	n. b.	-
KMB8	$J = t^{-1,142} \cdot 255,8$	$J = t^{-0,615} \cdot 0,00103$	n. b.	-
KMB9	$J = t^{-0,933} \cdot 30,99$	n. b.	-	-
KMB10	$J = t^{-0,843} \cdot 625,8$	-	$J = t^{-1,045} \cdot 0,6376$	-
KMB11	$J = t^{-0,555} \cdot 280,0$	$J = t^{-1,613} \cdot 0,00170$	$J = t^{-0,508} \cdot 2,55$	-
KMB14	$J = t^{-0,506} \cdot 122,7$	$J = t^{-1,325} \cdot 0,00367$	$J = t^{-0,350} \cdot 10,61$	-
KMB18	aussortiert	n. b.	$J = t^{-1,627} \cdot 7,62$	-
KMB19	$J = t^{-0,556} \cdot 345,9$	$J = t^{-2,056} \cdot 0,00147$	$J = t^{-0,655} \cdot 0,182$	-
B1	$J = t^{-0,441} \cdot 16,18$	$J = t^{-0,700} \cdot 0,00043$	n. b.	n. b.
B2	$J = t^{-0,606} \cdot 26,79$	Peak nicht auswertbar	n. b.	$J = t^{-0,758} \cdot 0,0243$
B3	$J = t^{-0,369} \cdot 17,30$	$J = t^{-0,558} \cdot 0,00040$	n. b.	n. b.
B4	$J = t^{-0,583} \cdot 134,3$	$J = t^{-0,854} \cdot 0,00077$	n. b.	n. b.

- Parameter nicht analysiert

n. b. Auslaugrate nicht berechenbar, da Konzentrationen unter der Nachweisgrenze

Analog zum Bewertungskonzept von Beton wurden die Auslaugraten mit der effektiven Porosität des Bodens ($n_e = 0,1$) multipliziert und an den Seitenflächen des Bauwerks in das Modellgebiet aus Bild 31 eingetragen. Dies erfolgte mittels einer Wertetabelle, in der die Auslaugrate zu verschiedenen Zeitpunkten zwischen 0 und 365 Tagen aufgelistet wurde. Das Programm liest die Tabelle ein und interpoliert zwischen den einzelnen Zeitpunkten. Der Eintrag erfolgte als Randbedingung der 2. Art (Flux).

Tabelle 14: Auslaugraten von Chlorid und Sulfat bei den Bitumenbeschichtungen

Bitumen- beschich- tung	Auslaugrate J (t)	
	Chlorid	Sulfat
-	mg/(m ² d)	
1	2	3
B1	$J = t^{-0,278} \cdot 4,385$	$J = t^{-0,129} \cdot 1,560$
B2	$J = t^{-0,879} \cdot 11,04$	$J = t^{-0,570} \cdot 49,66$
B3	nicht verwertbar	$J = t^{-0,444} \cdot 0,845$
B4	$J = t^{-0,521} \cdot 146,2$	$J = t^{-0,633} \cdot 751,6$

4.2.3 Ort der Beurteilung

Eine Bewertung der Konzentrationen im Grundwasser an der ungünstigsten Stelle an der Oberfläche des Bauwerks gewährleistet überall die Einhaltung der Geringfügigkeitsschwellen. Nach /DIB08/ ist es dabei zulässig, über einen Bereich von 2 m Schichtdicke und einen Zeitraum von 6 Monaten zu mitteln. In diesem Fall handelt es sich um ein 3D-Modell, das heißt, die Konzentration ist sowohl in der Fläche als auch in den einzelnen Höhenlagen verschieden. Es bietet sich daher an, an der ungünstigsten Stelle über eine vertikale Fläche von 2 x 2 m² zu mitteln. Diese ungünstigste Stelle ist von Modellgebiet zu Modellgebiet unterschiedlich. In dem Modellgebiet für die Beurteilung von Beton (s. Bild 1) stellen sich die höchsten Konzentrationen mittig hinter dem Bauteil ein. Für das Bitumen-Modell sind in den Bildern 34 und 35 die PAK-Konzentrationen am Beispiel der Bitumenbeschichtung Bit1 auf der Höhe $z_3 = 9,0$ m (Mitte des Bauwerks, vgl. Bild 33) zu verschiedenen Zeitpunkten dargestellt. Es ist ersichtlich, dass die PAK von den Seitenflächen zu den beiden rechten Ecken transportiert werden. Daraus ergeben sich im Verlauf der Zeit zwei Schadstofffahnen. Die höchsten Konzentrationen stellen sich in dieser Höhenlage nicht wie beim Betonmodell mittig hinter dem Bauteil ein, da hier unbelastetes Wasser von unten Zutritt.

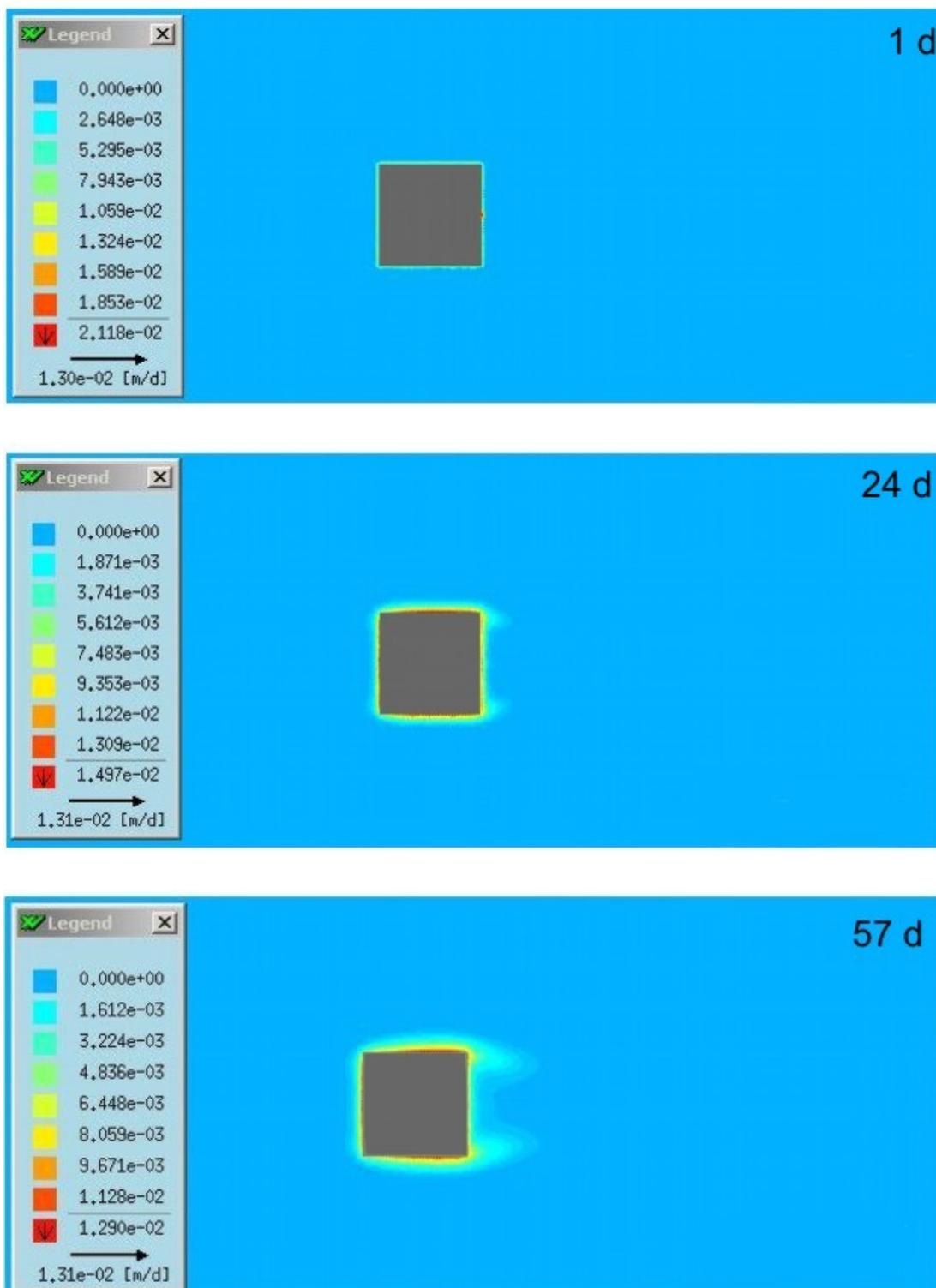


Bild 34: Simulierte Verteilung der PAK im Grundwasser nach 1, 24 und 57 Tagen (Konzentrationen in $\mu\text{g/l}$), $z_3 = 9,0$ m

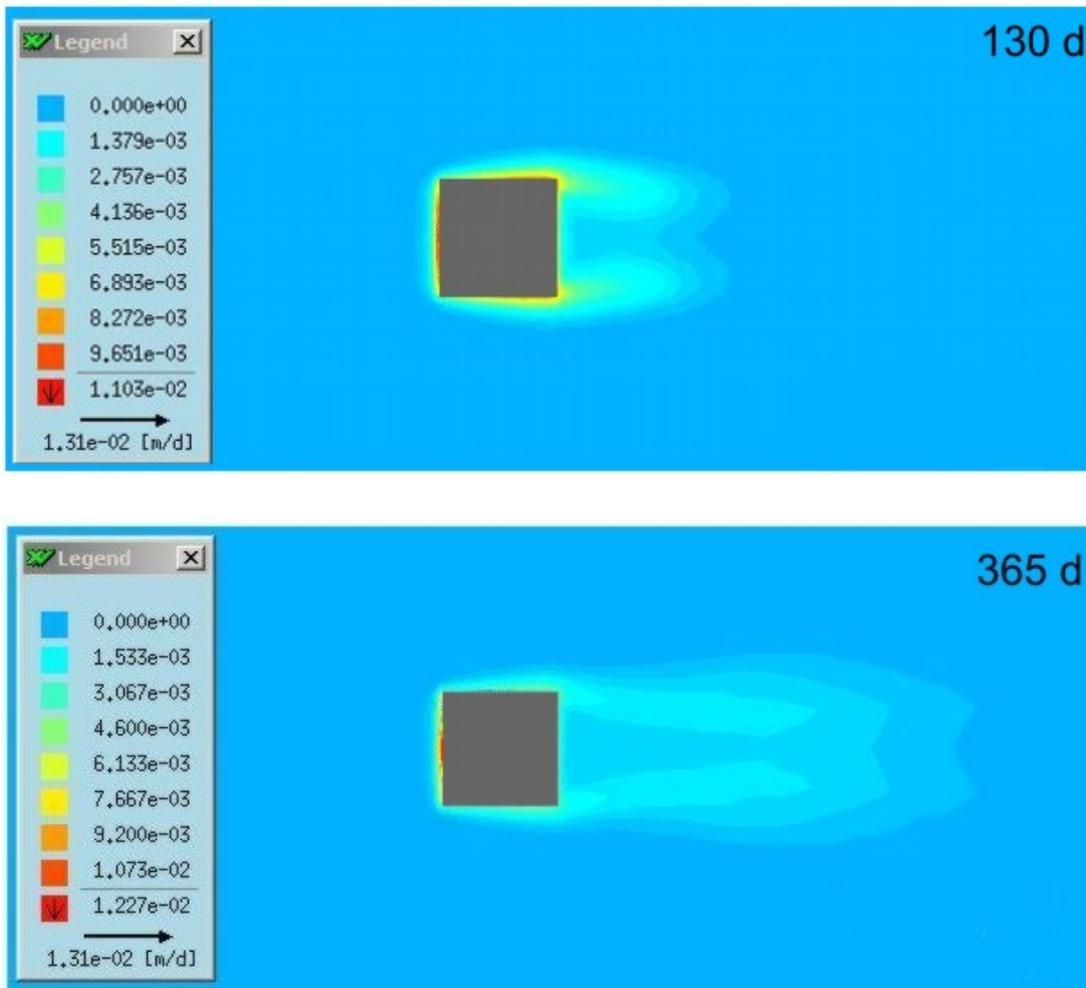


Bild 35: Simulierte Verteilung der PAK im Grundwasser nach 130 und 365 Tagen (Konzentrationen in µg/l), $z_3 = 9,0$ m

An der Oberfläche des Grundwasserkörpers ($z_1 = 10$ m) ist der Einfluss des von unten zuströmenden Wassers nicht mehr so groß (s. Bild 36). Zudem stellen sich auch unmittelbar vor dem Bauwerk relativ hohe Konzentrationen ein.

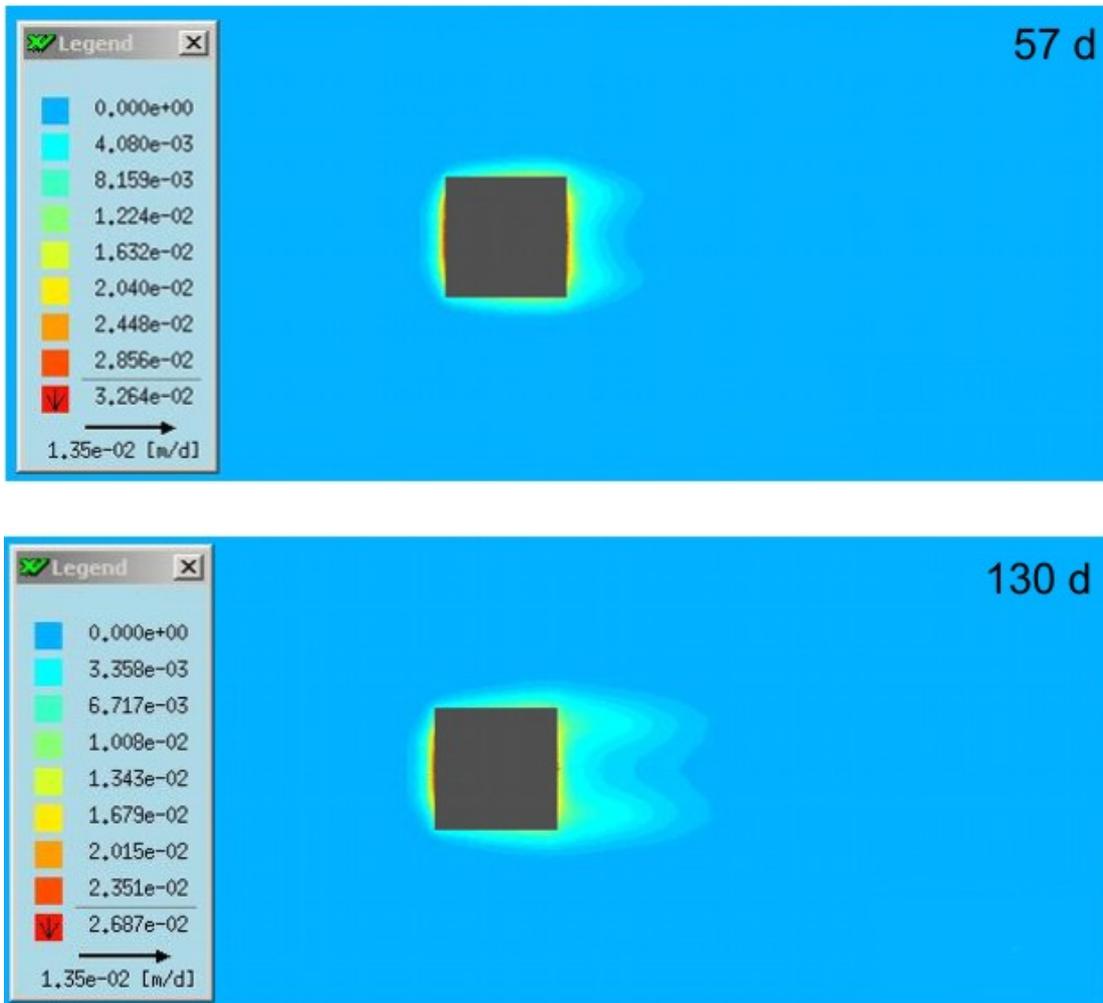


Bild 36: Simulierte Verteilung der PAK im Grundwasser nach 57 und 130 Tagen (Konzentrationen in µg/l), $z_1 = 10,0$ m

Es ist daher nicht direkt ersichtlich, welche Stelle die ungünstigste ist. Es wurden daher an drei Stellen im Modellgebiet Beobachtungspunkte aufgestellt:

- mittig hinter dem Bauwerk
- mittig vor dem Bauwerk
- an der Ecke in der Flucht des Bauwerks (Bereich der Schadstofffahnen in Bild 35).

In Bild 37 sind am Beispiel der Stelle c) die Beobachtungspunkte in der Aufsicht und im Schnitt dargestellt. Da in jeder Höhenlage 16 Beobachtungspunkte gesetzt wurden, ergeben sich insgesamt 80 Punkte, die zur Mittelung herangezogen werden.

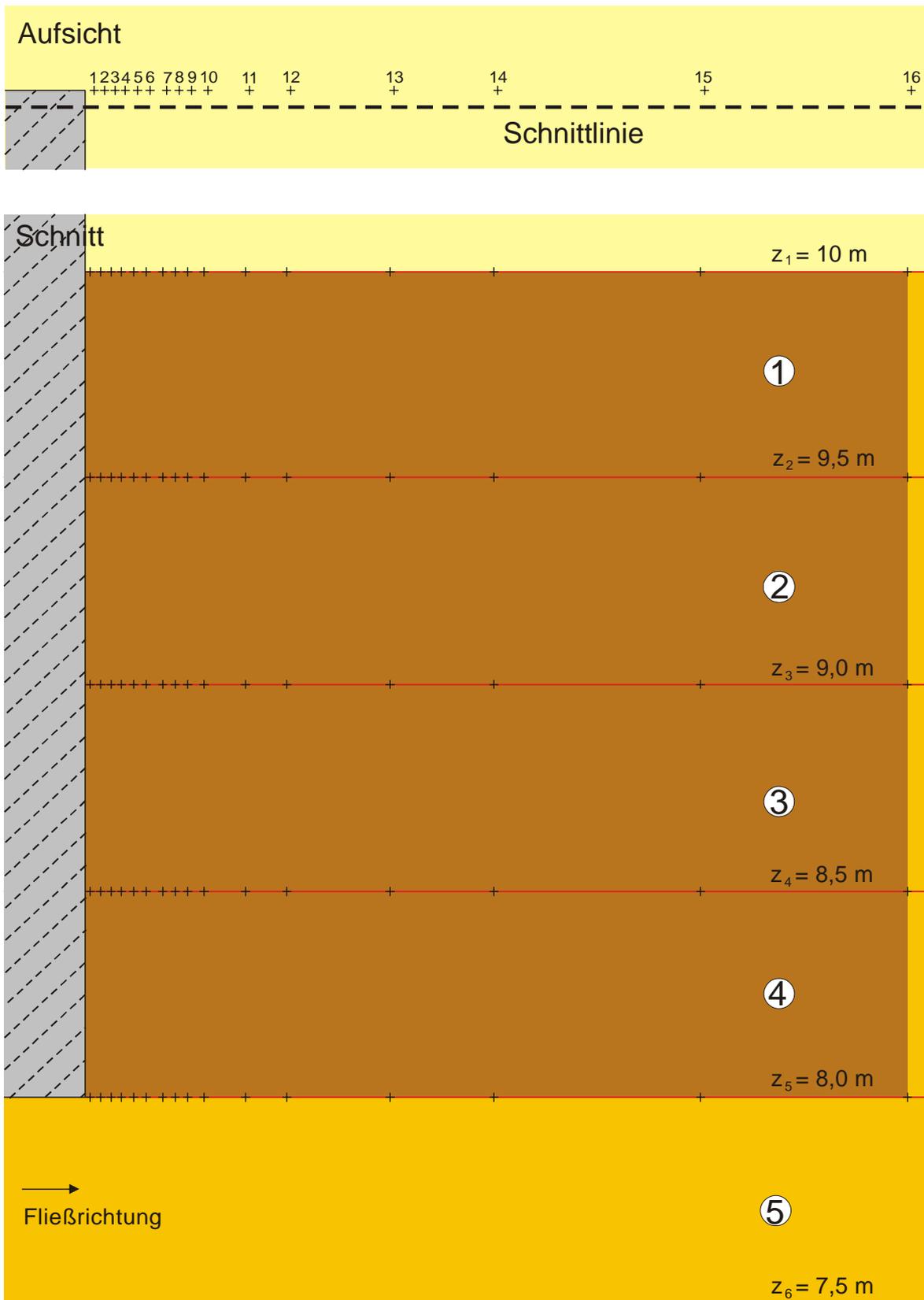


Bild 37: Position der Beobachtungspunkte an der Ecke des Bauwerks (hinterlegter Bereich: 2 x 2 m²)

Zum besseren Verständnis sind in Bild 38 die Konzentrationsverläufe in den unterschiedlichen Höhenlagen zum Zeitpunkt $t = 23$ d dargestellt. Die Konzentrationsverläufe werden numerisch über $d = 2$ m integriert, und es wird ein Mittelwert für jede Höhenlage bestimmt.

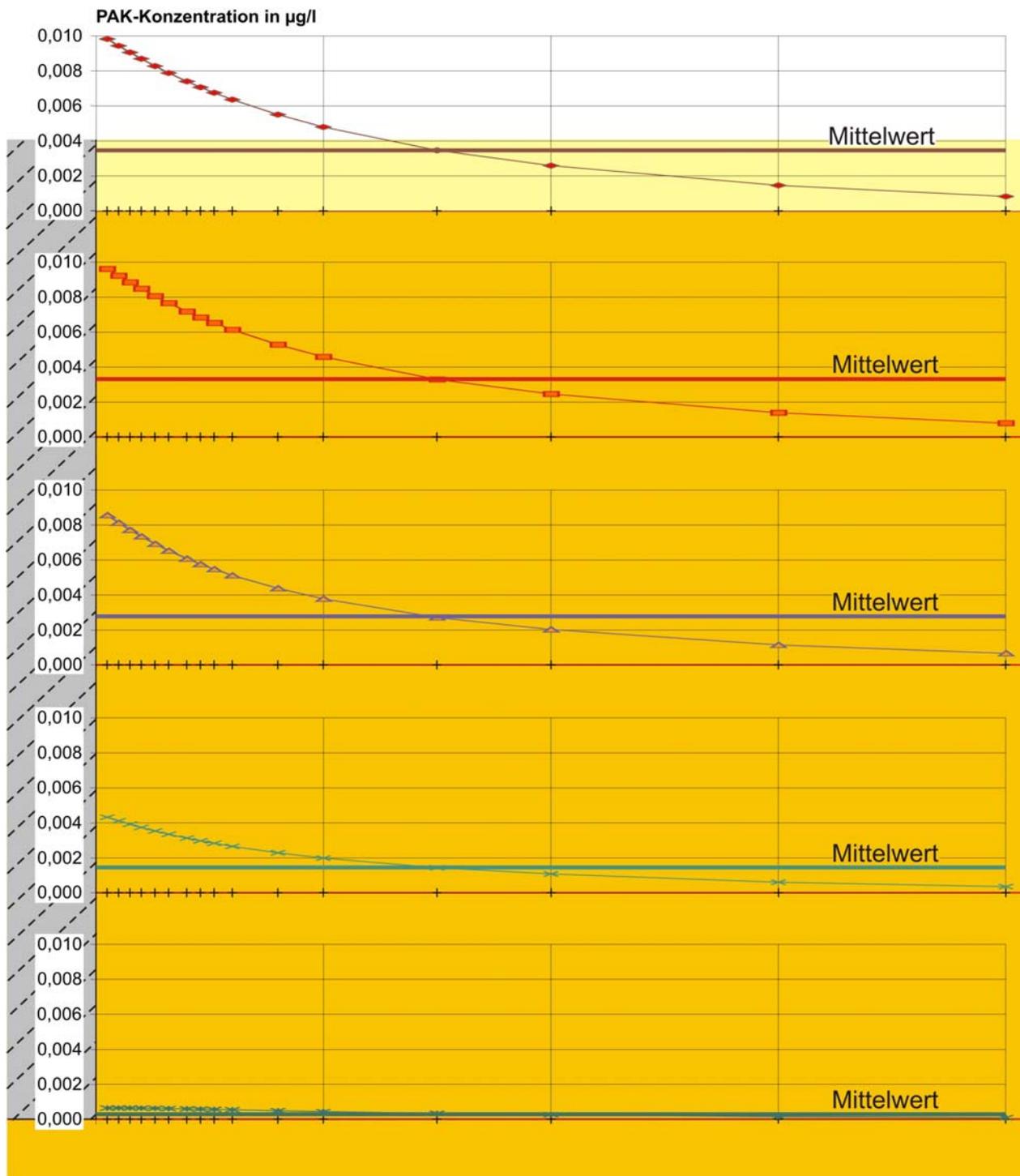


Bild 38: PAK-Konzentrationen in den verschiedenen Höhenlagen zum Zeitpunkt $t = 23$ d

In Bild 39 sind diese Mittelwerte für $t = 23$ d in Abhängigkeit von der Höhenlage dargestellt. Diese Werte werden nun über die Höhe gemittelt, so dass sich für jeden Zeitpunkt eine mittlere Konzentration in dem in Bild 37 dargestellten Bereich von 2×2 m² ergibt. In Bild 40 sind die gemittelten Konzentrationsverläufe für die drei Stellen (a bis c) dargestellt.

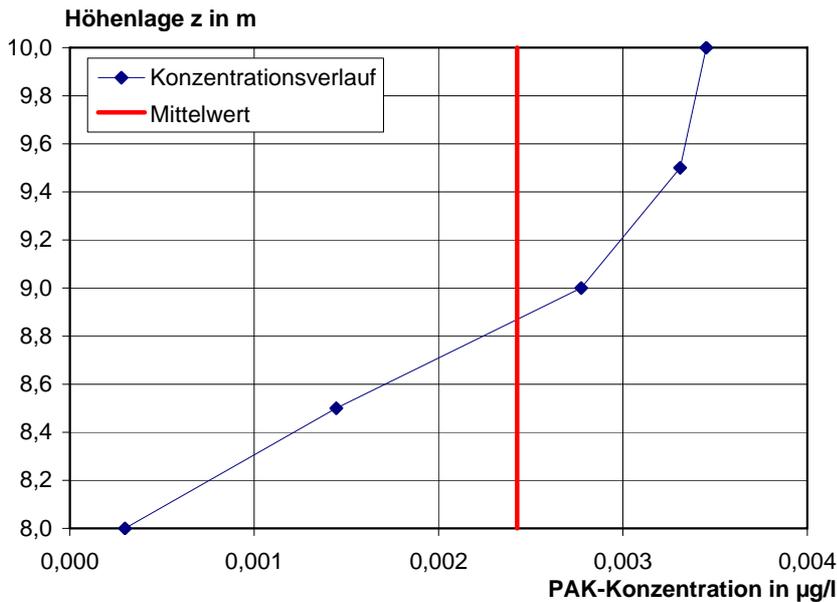


Bild 39: TOC-Konzentrationen in den verschiedenen Höhenlagen zum Zeitpunkt $t = 23$ d

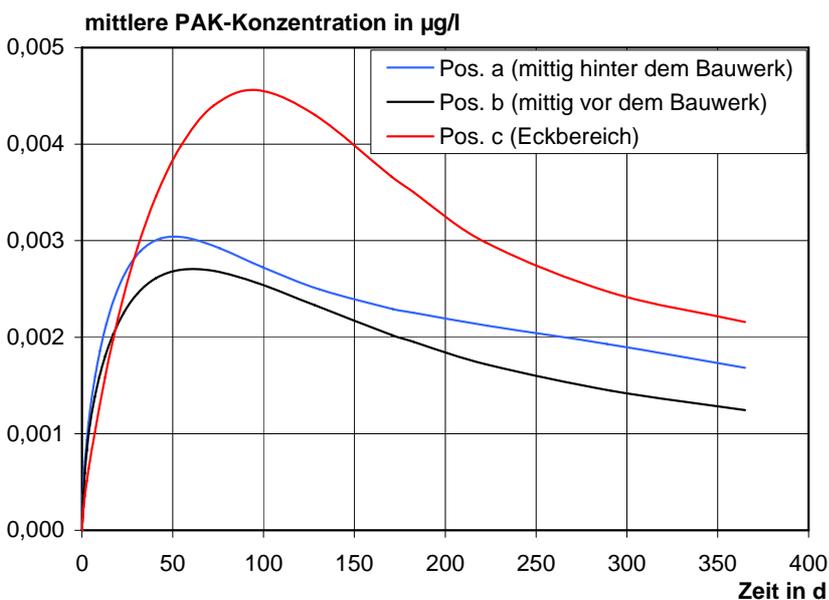


Bild 40: Gegenüberstellung der mittleren Konzentrationen an drei ausgewählten Positionen im Modellgebiet zur Ermittlung des Orts der Beurteilung

Aus Bild 40 ist ersichtlich, dass der Eckbereich die ungünstigste Position ist. Diese wurde daher für alle folgenden Bitumen-Simulationen ausgewählt.

4.2.4 Ergebnisse

Für alle in den Tabellen 13 und 14 angegebenen Stoffe wurden die ermittelten Auslaugraten in das Modellgebiet aus Abschnitt 4.2.1 eingetragen. Insgesamt wurden an den Bitumenbeschichtungen 41 Transportsimulationen durchgeführt. Anhand der Konzentrationsverläufe an den 80 Beobachtungspunkten wurden jeweils räumlich gemittelte Kontaktgrundwasserkonzentrationen wie in Abschnitt 4.2.3 beschrieben berechnet. Die Bilder B1 bis B16 im Anhang zeigen diese mittleren Kontaktgrundwasserkonzentrationen im Verlauf der Zeit. Es ist ersichtlich, dass i. d. R. nach 35 bis 120 Tagen ein Maximum erreicht wird und danach ein Abfall der Konzentration auftritt. Nur bei dem Bitumen B1 wurde bei Sulfat das Maximum erst nach 190 Tagen erreicht. Hier verlief zudem der Konzentrationsabfall sehr flach. In Anbetracht des im Vergleich zur toxikologischen Wirkung des Parameters minimalen Eintrags erscheint dies jedoch nicht relevant. Die Konzentrationsverläufe wurden über einen Zeitraum von 6 Monaten gemittelt (s. Bilder B1 bis B16). In der folgenden Tabelle 15 sind die räumlich und zeitlich gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentrationen für alle Parameter zusammengestellt.

Tabelle 15: Räumlich und zeitlich gemittelte Kontaktgrundwasserkonzentrationen der Bitumenbeschichtungen

Bitumen- beschich- tung	mittlere Kontaktgrundwasserkonzentration					
	TOC	Phenolindex	PAK	BTEX	Chlorid	Sulfat
-	mg/l	µg/l			mg/l	
1	2	3	4	5	6	7
Bit1	0,0238	-	0,00368	-	-	-
Bit2	0,0375	aussortiert	n. b.	-	-	-
KMB1	0,102	2,26	0,000744	-	-	-
KMB4	3,65	n. b.	0,0139	-	-	-
KMB6	1,92	n. b.	n. b.	-	-	-
KMB7	0,412	n. b.	0,00349	-	-	-
KMB8	0,319	n. b.	0,00314	-	-	-
KMB9	0,0500	-	n. b.	-	-	-
KMB10	1,15	0,857	-	-	-	-
KMB11	1,00	10,5	0,00151	-	-	-
KMB14	0,496	71,6	0,00237	-	-	-
KMB18	aussortiert	7,03	n. b.	-	-	-
KMB19	1,24	0,506	0,00147	-	-	-
B1	0,0821	n. b.	0,00103	n. b.	0,0374	0,0227
B2	0,0852	n. b.	Peak nicht auswertbar	0,0491	0,0182	0,169
B3	0,111	n. b.	0,00142	n. b.	nicht verwertbar	0,00417
B4	0,457	n. b.	0,00126	n. b.	0,569	2,27

- Parameter nicht analysiert

n. b. Auslaugrate nicht berechenbar, da Konzentrationen unter der Nachweisgrenze

4.2.5 Auswertung

Zur Ableitung von Grenzwerten für den Trogversuch sollen die Konzentrationen nun über der Freisetzung im Versuch aufgetragen und ein funktionaler Zusammenhang ermittelt werden. Leider wurden die Versuche mit unterschiedlichen Wechselzeiten hergestellt, so dass ein einheitlicher Bezugswert fehlt. In der ersten Sitzung der Arbeitsgruppe „Prüfpläne für Bauwerksabdichtungen beim DIBt wurde entschieden, bis auf weiteres die Wechselzeiten des Langzeitstandtests /DAf05/ vorzugeben, d. h. der Trogversuch wird über 56 Tage durchgeführt. Daher wird hier als die Freisetzung E_{56d} zur Ableitung des Grenzwerts herangezogen. Da nur für Bitumenbeschichtungen aus dem Forschungsprojekt /Bra09/ die Freisetzung

E_{56d} direkt bestimmt wurde, muss der Wert für alle anderen Bitumen extrapoliert werden. Hierzu wurden die ermittelten Gleichungen für die Auslaugrate (s. Tabelle 13 und 14) herangezogen. Exemplarisch zeigt das Bild 41 die Freisetzungverläufe mit den extrapolierten 56-d-Werten für den Parameter TOC. Die vier Bitumenbeschichtungen aus /Bra09/ sind der Vollständigkeit halber ebenfalls dargestellt.

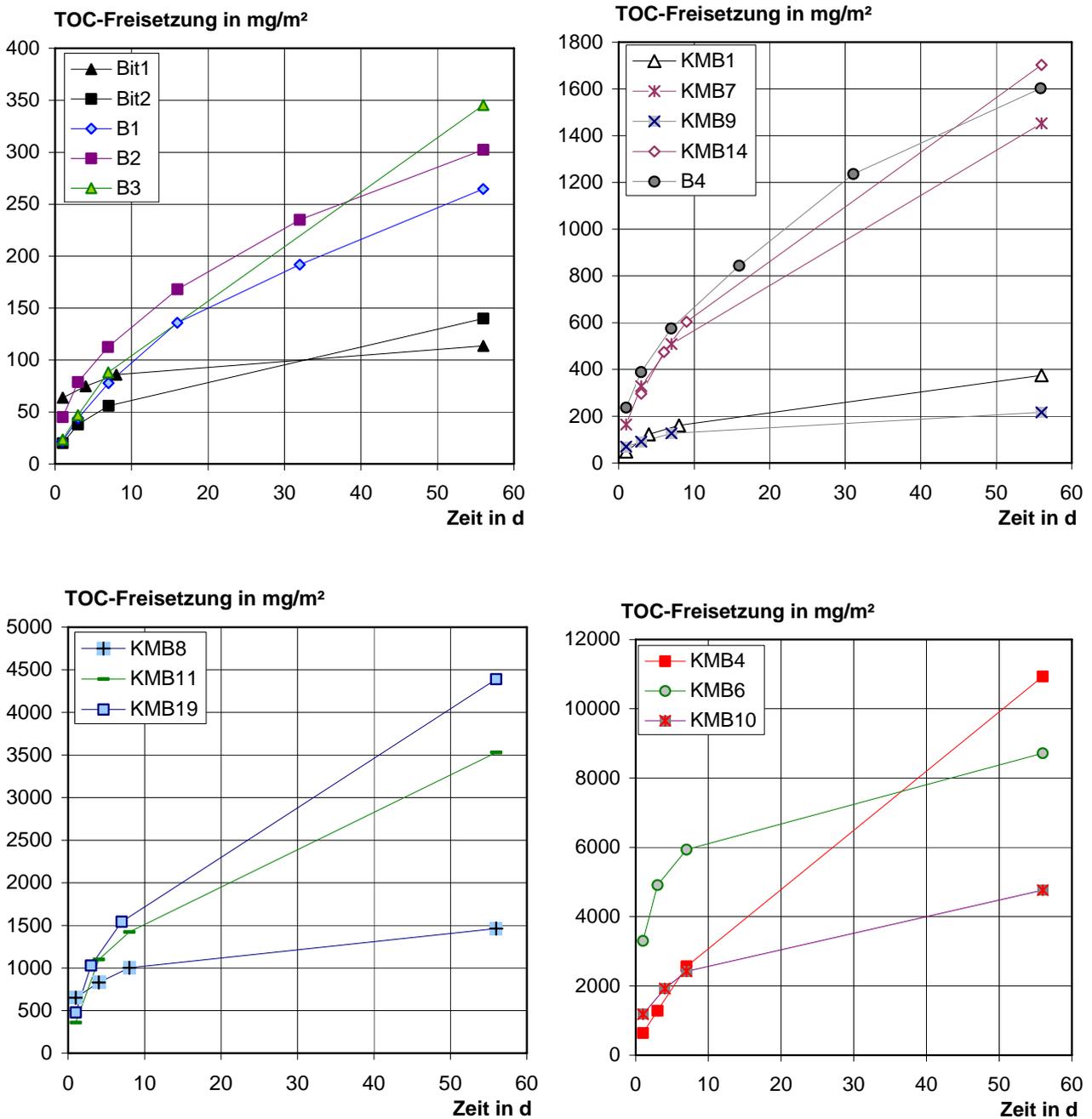


Bild 41: TOC-Gesamtfreisetzung im Trogversuch nach 56 Tagen (i. d. R. extrapolierte Werte mit Ausnahme von B1, B2 und B4)

Die Zahlenwerte für E_{56d} enthält Tabelle 16. In den Bildern 42 bis 47 sind die mittleren Kontaktgrundwasserkonzentrationen aus Tabelle 15 über der Freisetzung E_{56d} aufgetragen, wobei die Konzentration einheitlich in $\mu\text{g/l}$ angegeben wurde.

Tabelle 16: 56-d-Werte für die Freisetzung im Trogversuch
(meist extrapolierte Werte)

Bitumen- beschich- tung	Gesamtfreisetzung nach 56 d im Trogversuch (meist extrapolierte Werte)					
	TOC	Phenolindex	PAK	BTEX	Chlorid	Sulfat
-	mg/m ²					
1	2	3	4	5	6	7
Bit1	114	-	0,01295	-	-	-
Bit2	140	-	-	-	-	-
KMB1	375	8,02	0,00280	-	-	-
KMB4	10932	-	0,04576	-	-	-
KMB6	8719	-	-	-	-	-
KMB7	1453	-	0,01287	-	-	-
KMB8	1464	-	0,01168	-	-	-
KMB9	217	-	-	-	-	-
KMB10	4765	3,85	-	-	-	-
KMB11	3530	35,7	0,00745	-	-	-
KMB14	1702	219,4	0,01221	-	-	-
KMB18	-	34,0	-	-	-	-
KMB19	4390	1,89	0,00711	-	-	-
B1	265	-	0,00391	-	111	64
B2	302	-	-	0,220	77	607
B3	345	-	0,00507	-	-	14
B4	1603	-	0,00551	-	1988	8303

- nicht berechnet bzw. nicht untersucht

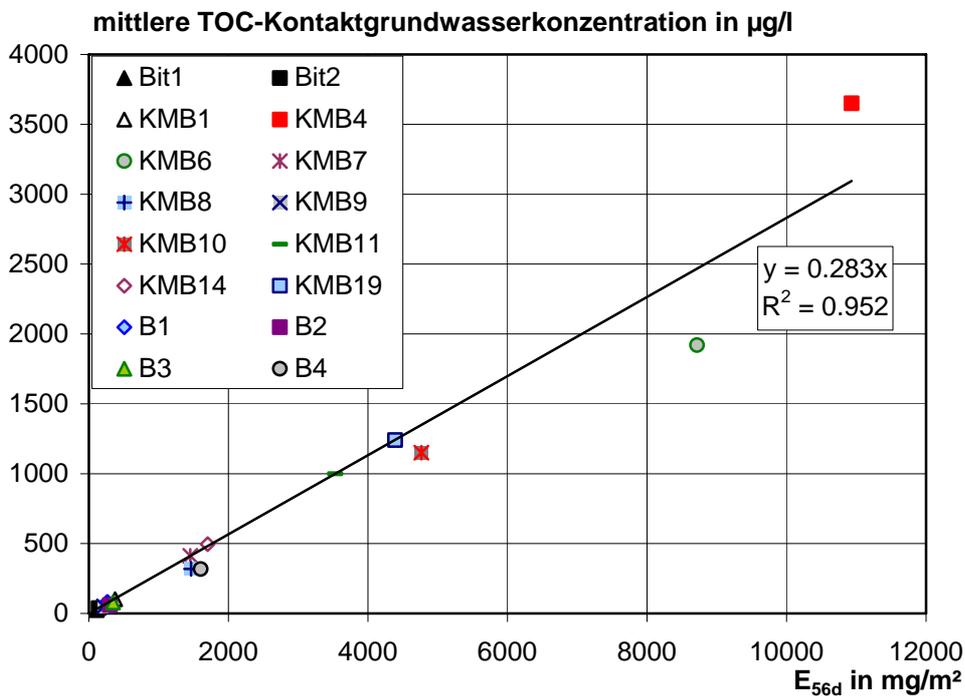


Bild 42: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – Parameter: TOC

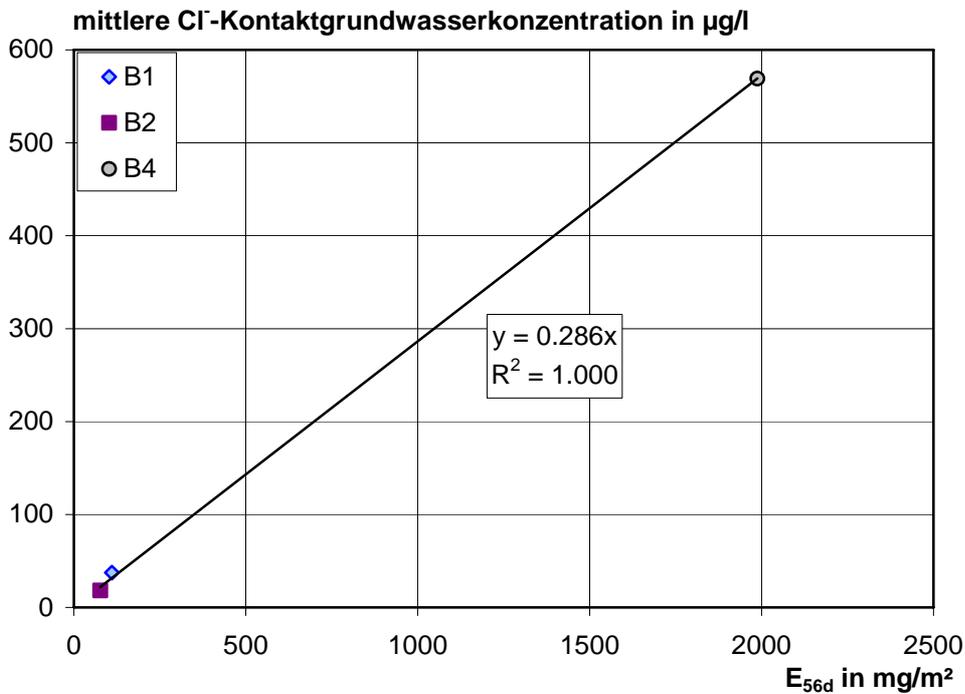


Bild 43: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – Parameter: Chlorid

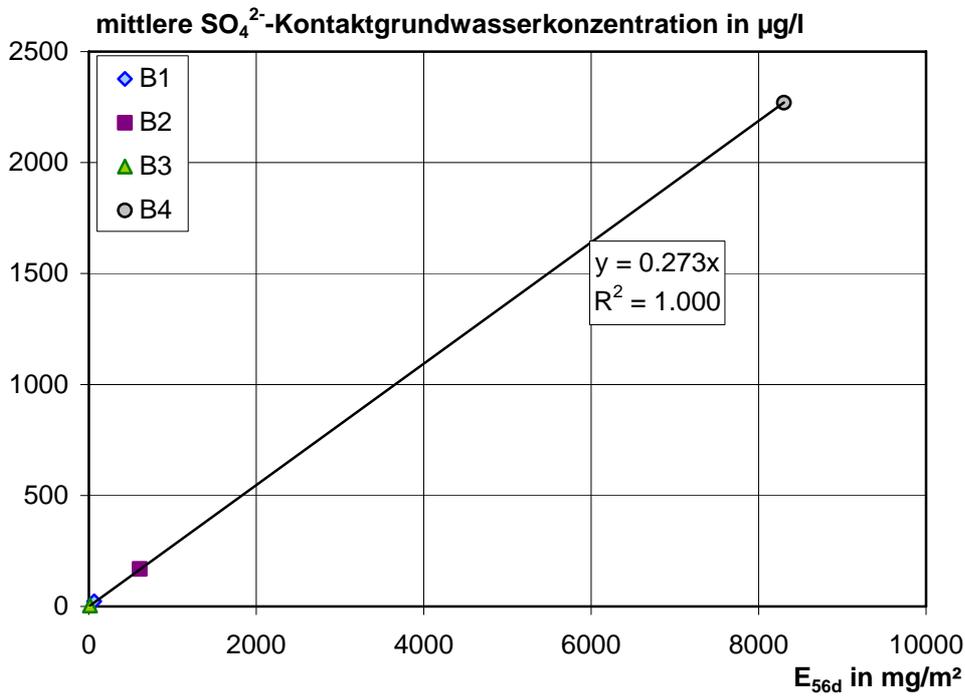


Bild 44: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – Parameter: Sulfat

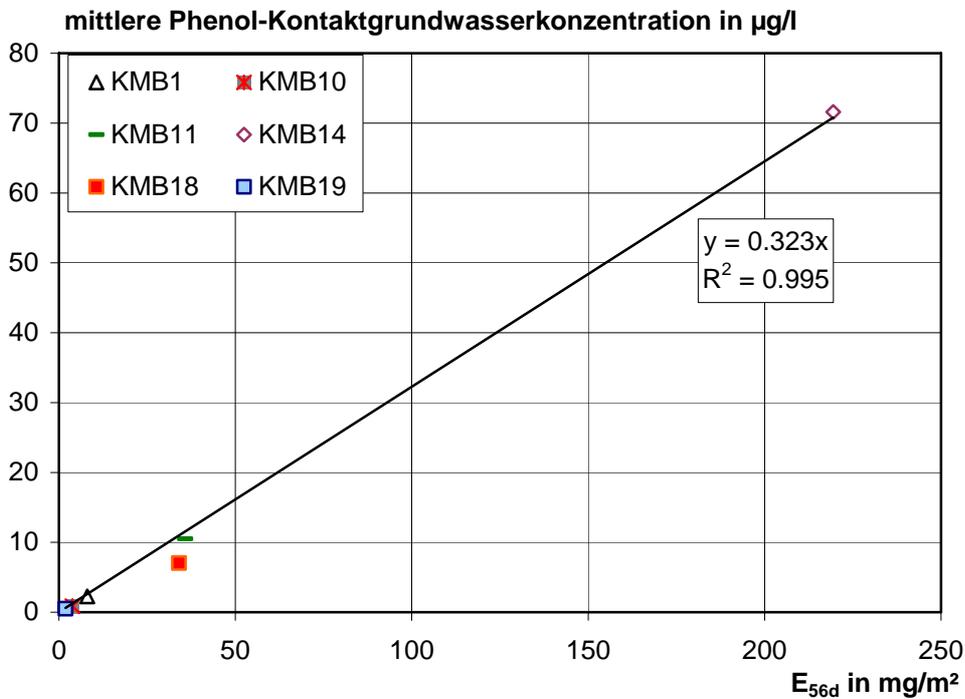


Bild 45: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – Parameter: Phenolindex

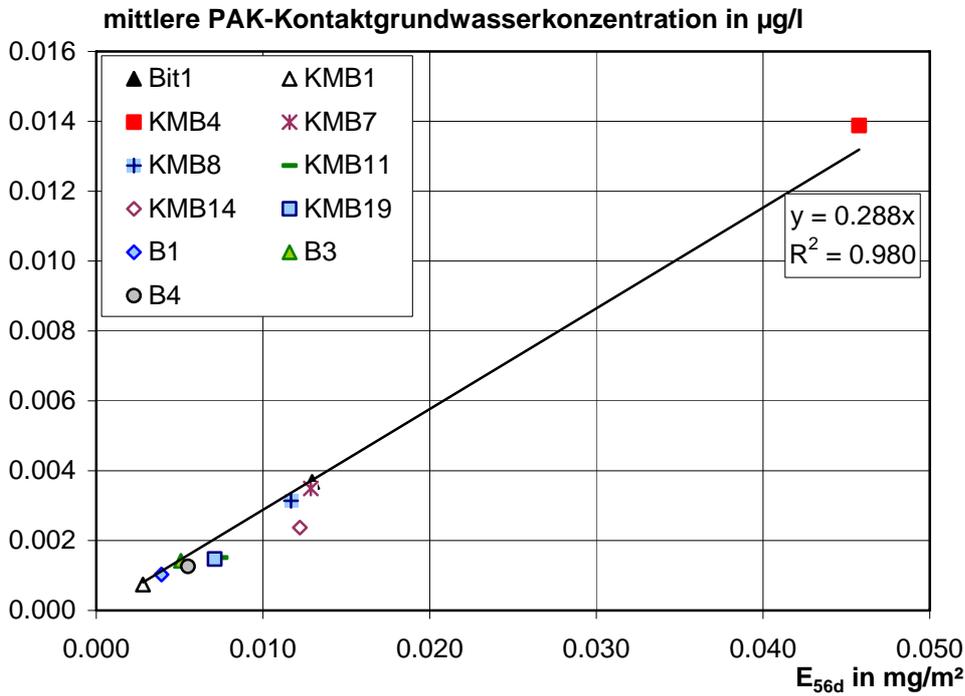


Bild 46: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – Parameter: PAK

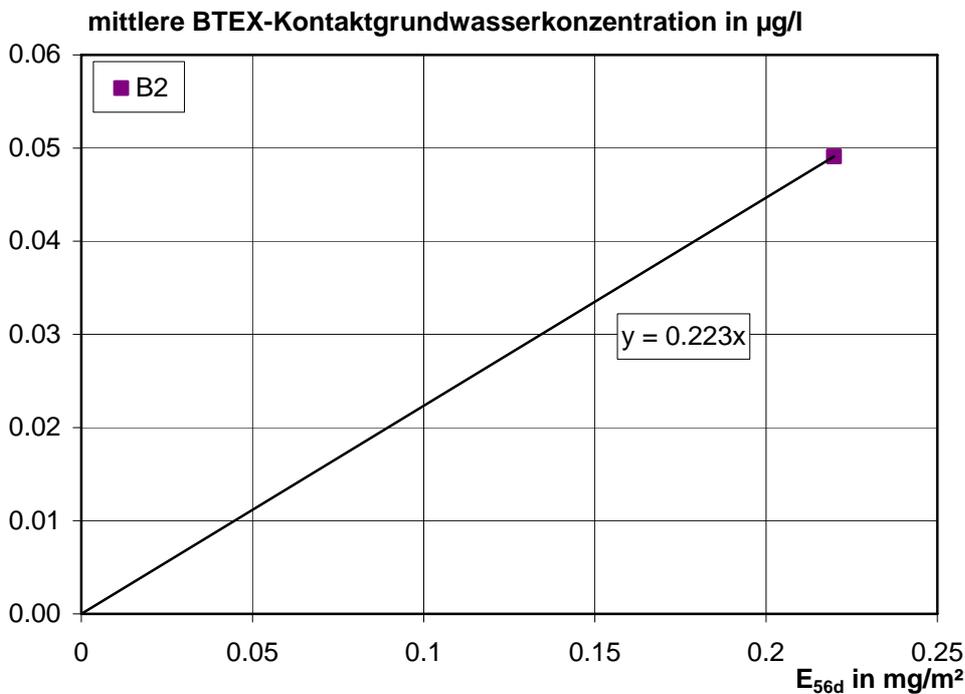


Bild 47: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – Parameter: BTEX

In den Bildern 42 bis 47 ist kein systematischer Unterschied zwischen den betrachteten Parametern erkennbar, die Ausgleichsgeraden verlaufen sehr ähnlich. Dies liegt zum einen daran, dass die Funktionen für die Auslaugraten der unterschiedlichen Parameter keine systematischen Unterschiede aufweisen (s. Tabellen 13 und 14) und zum anderen daran, dass die Kontaktgrundwasserkonzentrationen wesentlich durch das Modellgebiet bestimmt werden. Kleinere Unterschiede im Freisetzungsverlauf führen daher nicht zu gravierenden Unterschieden in der mittleren Kontaktgrundwasserkonzentration. Da die Steigungen für alle Parameter ähnlich sind, erscheint es zulässig, trotz der sehr unterschiedlichen Konzentrationsbereiche, alle Parameter in einem Diagramm zusammenzufassen (s. Bild 48). Die Steigung der Ausgleichsgeraden beträgt hier 0,27 und das Bestimmtheitsmaß ist mit 0,996 sehr zufriedenstellend.

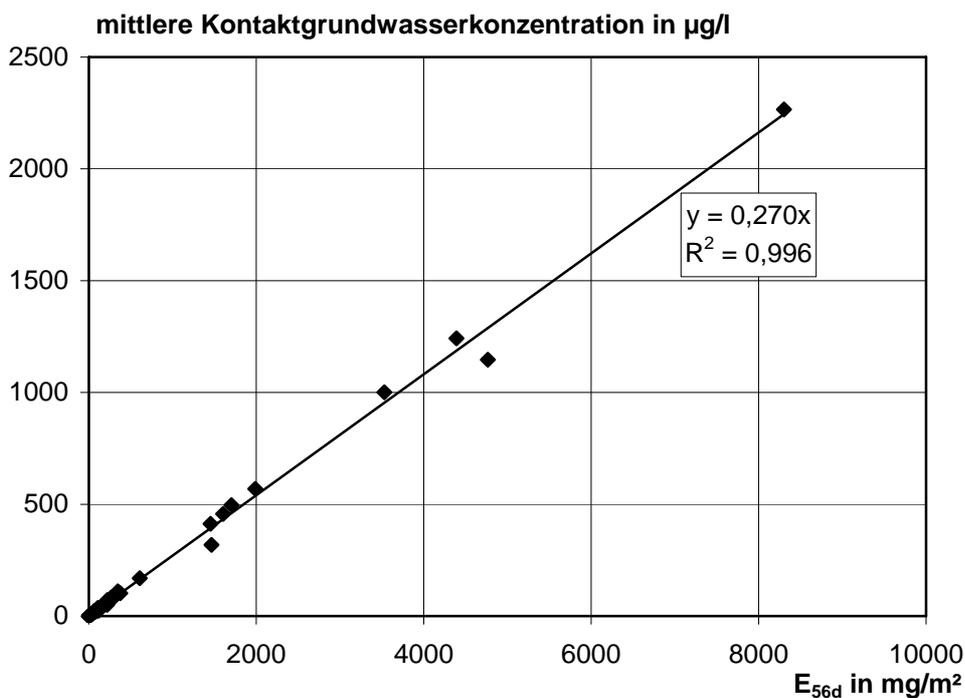


Bild 48: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – alle Parameter

Es wird empfohlen, die zulässigen Freisetzungen im Versuch anhand der Gradengleichung aus Bild 48 festzulegen. Da die mittlere Kontaktgrundwasserkonzentration durch die Geringfügigkeitsschwelle begrenzt wird, ergibt sich die zulässige Freisetzung nach Gleichung (7):

$$\text{zul } E_{56d} = \text{GFS} / 0,27 \quad (7)$$

zul E_{56d} : zulässige Gesamtfreisetzung nach 56 d im Trogversuch in mg/m^2
 GFS : Geringfügigkeitsschwelle in $\mu\text{g}/\text{l}$

In Tabelle 17 sind die zulässigen Freisetzungen für die hier betrachteten Parameter angegeben, wobei für TOC kein Grenzwert existiert. Zum Vergleich sind die Maximalwerte der vorliegenden Versuche in Spalte 4 der Tabelle angegeben.

Tabelle 17: Vorgeschlagene zulässige Freisetzungen und Gegenüberstellung der maximal gemessenen Werte

Parameter	GFS	zul E_{56d}	Max. Versuchsergebnis (extrapoliert)
-	$\mu\text{g}/\text{l}$	mg/m^2	
1	2	3	4
PAK	0,2	0,74	0,04576
Phenole	8	29,6	219
BTEX	20	74	0,220
Chlorid	250000	926000	1988
Sulfat	240000	889000	8303

Es ist ersichtlich, dass die Versuchsergebnisse i. d. R. deutlich unter den zulässigen Werten liegen, allerdings wird für Phenole der zulässige Wert in drei Fällen überschritten (KMB11, KMB14 und KMB18). Bei KMB14 wird der zulässige Wert bereits zwischen 3 und 6 Tagen Elution überschritten, bei KMB18 nach 7 Tagen. Bei KMB11 tritt im Versuch selbst keine Überschreitung auf, hier ergibt sich die Überschreitung durch die Extrapolation der Versuchsdaten.

4.3 Ungesättigten Polyesterharze

4.3.1 Modellgebiet

Die ungesättigten Polyesterharze sollen für den Anwendungsfall Kanalsanierungsmittel bewertet werden. Der Kontakt zwischen Grundwasser und Harz beschränkt sich dabei auf die schadhaften Stellen des Kanals. Im Rahmen einer Vorabstimmung beim DIBt wurde ein 200 m langer Kanalabschnitt mit dem Durchmesser von 120 mm als Modellgebiet definiert. Der Kanal besteht aus Segmenten mit einer Länge von 4 m, die durch 5 mm dicke Fugen verbunden sind. Als Schadstellen wurden die Fugen definiert. Es sollte davon ausgegangen werden, dass das Fugenmaterial vollständig fehlt. Bei der Simulation hat sich gezeigt, dass die Anzahl der Elemente bei 200 m Kanallänge zu groß ist und die Simulation nicht mehr durchläuft. Daher wurde die Kanallänge auf 100 m verkürzt und der Schadstoffeintrag an 24 Fugen simuliert. Bild 49 zeigt das Modellgebiet.

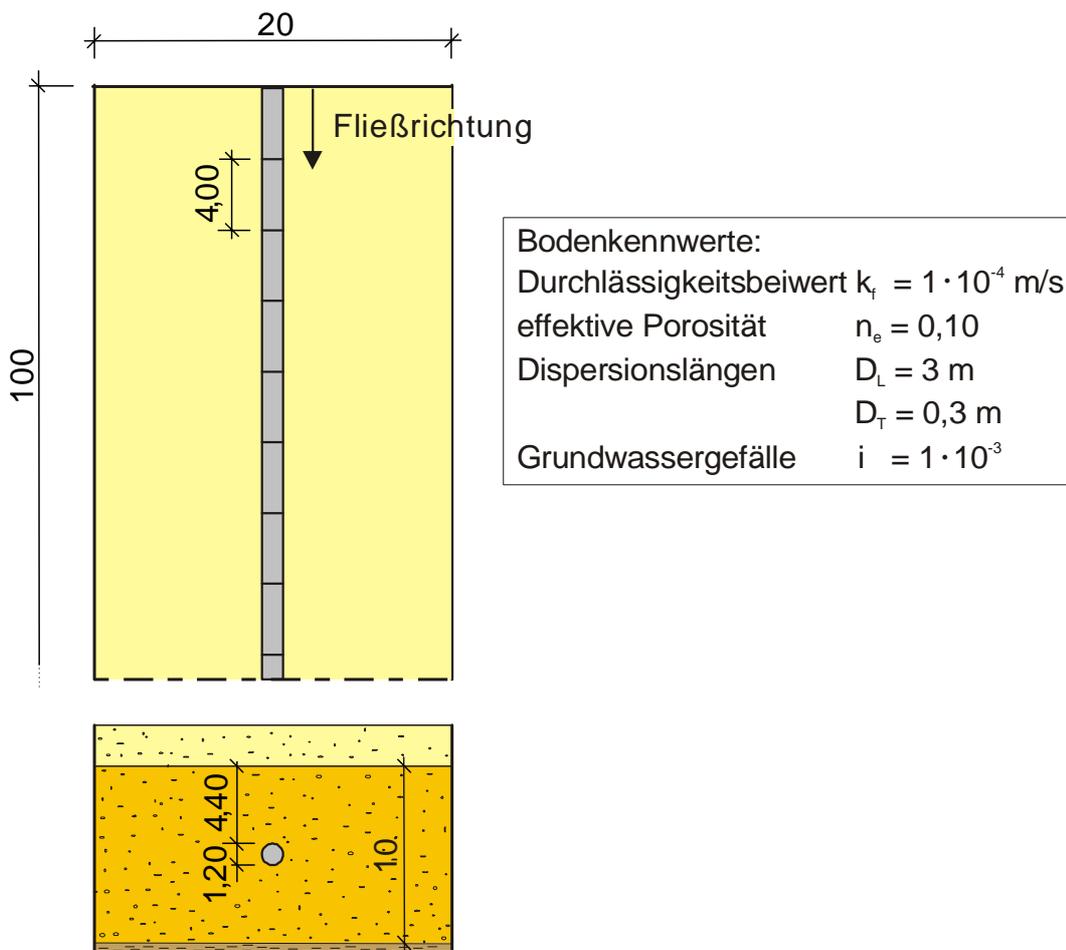


Bild 49: Aufsicht (Ausschnitt) und Schnitt des Modellgebiets für die ungesättigten Polyesterharze

Wie in Abschnitt 4.2.1 beschrieben, wird bei der 3D-Modellierung üblicherweise eine Unterteilung in horizontale Layer vorgenommen. Die finiten Elemente haben dabei die Form von senkrecht stehenden Prismen. Der Kreisquerschnitt kann auf diese Weise nicht abgebildet werden. Das Programm FEFLOW bietet für solche Fälle die Möglichkeit, ein sog. Vertikales Modellgebiet anzulegen. Dabei wird das FE-Netz im Vertikalschnitt angelegt und die Layer unterteilen den Kanal in Längsrichtung. Das heißt, die Prismen liegen parallel zum Verlauf des Kanals. Für die Simulation wird die Gravitationsrichtung gedreht. Da der Eintrag nur an den Fugen erfolgen soll und die Genauigkeit der Simulation von der Größe der Elemente an der Stelle des Schadstoffeintrags abhängt, müssen relativ viele Layer angelegt werden. Um den Rechenaufwand zu begrenzen wurden die Symmetrieeigenschaften des Modells ausgenutzt und nur ein Viertel des Vertikalschnitts simuliert. Bild 50 zeigt das FE-Netz.

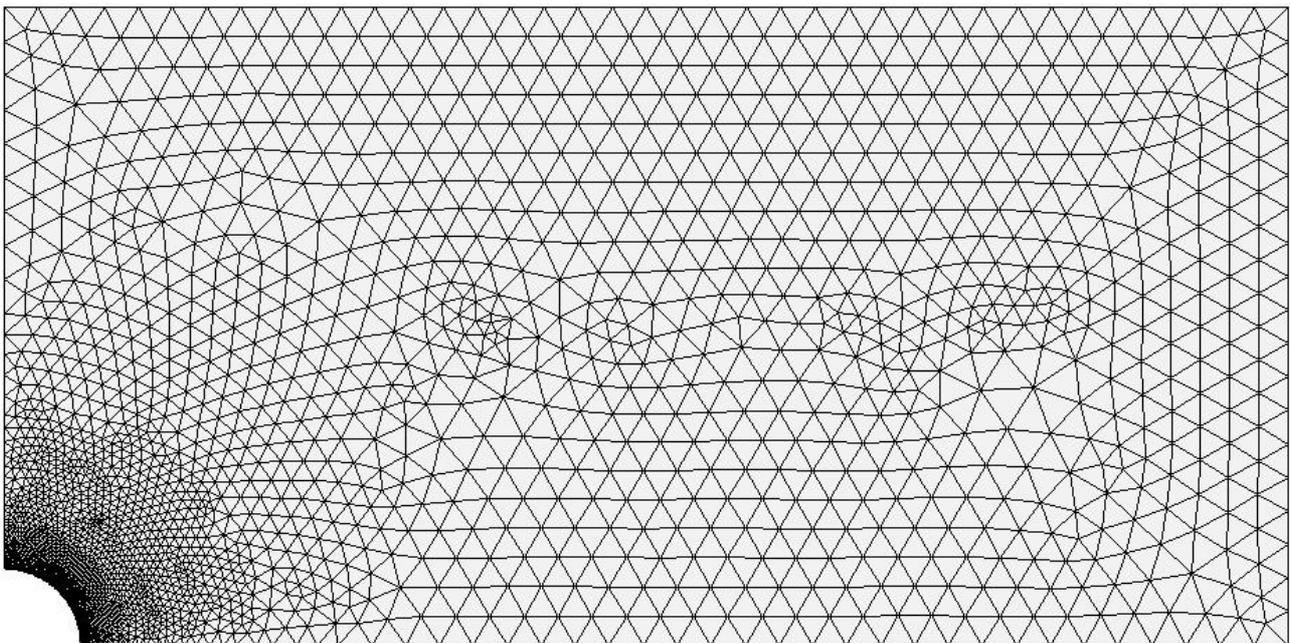


Bild 50: FE-Netz des Modellgebiets für die ungesättigten Polyesterharze

Die Einteilung der Layer in Längsrichtung des Kanals wurde so gestaltet, dass die Layer im Bereich der Fugen sehr dicht aufeinander folgen und zur Mitte der Segmente hin dicker werden. Üblicherweise liegen zwischen zwei Fugen 9 Layer, nur im Bereich der letzten Fuge wurde eine zusätzliche Verfeinerung vorgenommen, da hier die Bewertung der Kontaktgrundwasserkonzentration erfolgen soll. Bild 51 zeigt die Einteilung der Schichten. Insgesamt ergeben sich 248 Layer. Damit hat das Modellgebiet rund 1.214.500 Elemente und eine Simulation nimmt 2 bis 3 Stunden in Anspruch.

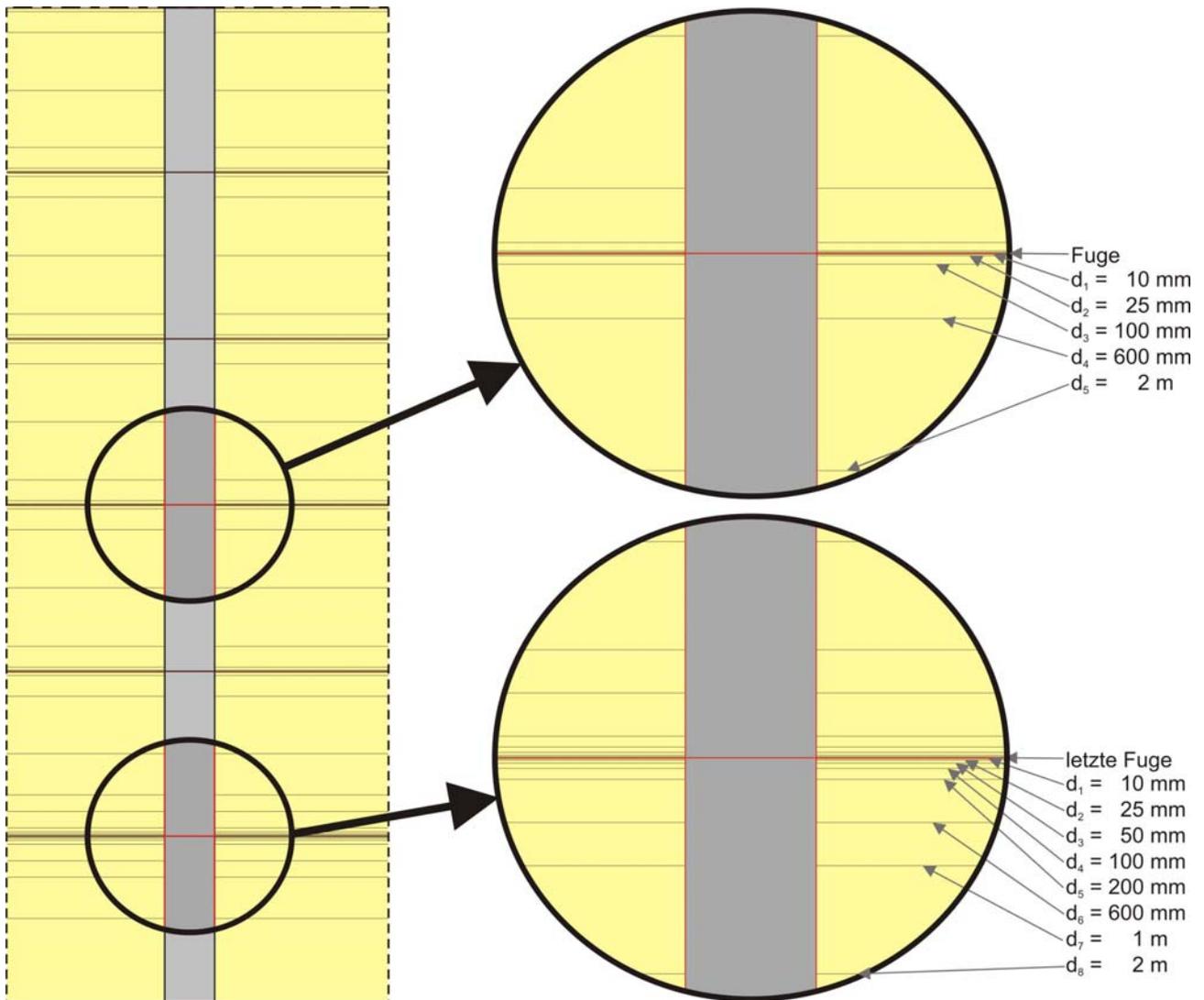


Bild 51: Einteilung des Modellgebiets in Kanallängsrichtung (d_i : Abstand zur Fuge)

4.3.2 Schadstoffeinträge

Bei diesem Modellgebiet erfolgt der Schadstoffeintrag jeweils an der Fuge. Die Kontaktfläche an jeder einzelnen Fuge ergibt sich aus der Fugenbreite (5 mm) und dem Umfang des Kanals (3,77 m) zu $0,0188 \text{ m}^2$. Da diese Fläche sehr klein ist, erfolgt der Eintrag hier nicht als Randbedingung der 2. Art (Flux) sondern als Punktquellen (Randbedingung der 4. Art; Well). Dazu wird der Eintrag an jeder Fuge auf die Knoten der Fuge verteilt. Analog zum Betonmodell wird die aus den Versuchsergebnissen ermittelte Auslaugrate mit der effektiven Porosität des Bodens $n_e = 0,1$ multipliziert. In Tabelle 18 sind die Zeitfunktionen für die Auslaugraten aus Tabelle 4 und für die Schadstoffeinträge angegeben.

Tabelle 18: Auslaugraten der ungesättigten Polyesterharze und Eintrag in das Modellgebiet

ungesättigtes Polyesterharz	Parameter	Auslaugrate	Eintrag pro Fuge
-	-	mg/(m ² d)	mg/d
1	2	3	
uP1	Styrol	$J = t^{-0,608} \cdot 17,30$	$S = t^{-0,608} \cdot 0,0326$
	PAK	$J = t^{-0,740} \cdot 0,000156$	$S = t^{-0,740} \cdot 0,000000293$
uP2	Styrol	$J = t^{-0,857} \cdot 174,6$	$S = t^{-0,857} \cdot 0,329$
	BTEX	$J = t^{-0,796} \cdot 22,80$	$S = t^{-0,796} \cdot 0,0430$
	PAK	$J = t^{-0,588} \cdot 0,000124$	$S = t^{-0,588} \cdot 0,000000235$
uP3	Styrol	$J = t^{-1,038} \cdot 36,56$	$S = t^{-1,038} \cdot 0,0689$
	BTEX	$J = t^{-0,834} \cdot 3,656$	$S = t^{-0,834} \cdot 0,00689$
	PAK	$J = t^{-0,647} \cdot 0,000129$	$S = t^{-0,647} \cdot 0,000000242$
uP4	Styrol	$J = t^{-1,260} \cdot 57,02$	$S = t^{-1,260} \cdot 0,107$
	BTEX	$J = t^{-1,075} \cdot 17,22$	$S = t^{-1,075} \cdot 0,0325$
	PAK	$J = t^{-0,765} \cdot 0,000118$	$S = t^{-0,765} \cdot 0,000000222$

Für den Eintrag wird eine Wertetabelle in Abhängigkeit von der Zeit t erstellt. Der Abstand der Knoten auf dem Umfang des Rohres beträgt 10,7 mm, d. h. auf dem gesamten Umfang des Rohres liegen 352 Knoten. Die berechneten Einträge zu den einzelnen Zeitpunkten werden daher durch 352 geteilt und an den Fugenknoten in das Modellgebiet eingetragen.

4.3.3 Ort der Beurteilung

Bei dem Kanal-Modell erfolgt die Schadstoffausbreitung rotationssymmetrisch (s. Bild 52). Die Schadstoffkonzentrationen können daher an beliebiger Stelle der Fuge radial über die Kontaktgrundwasserschichtdicke gemittelt werden.

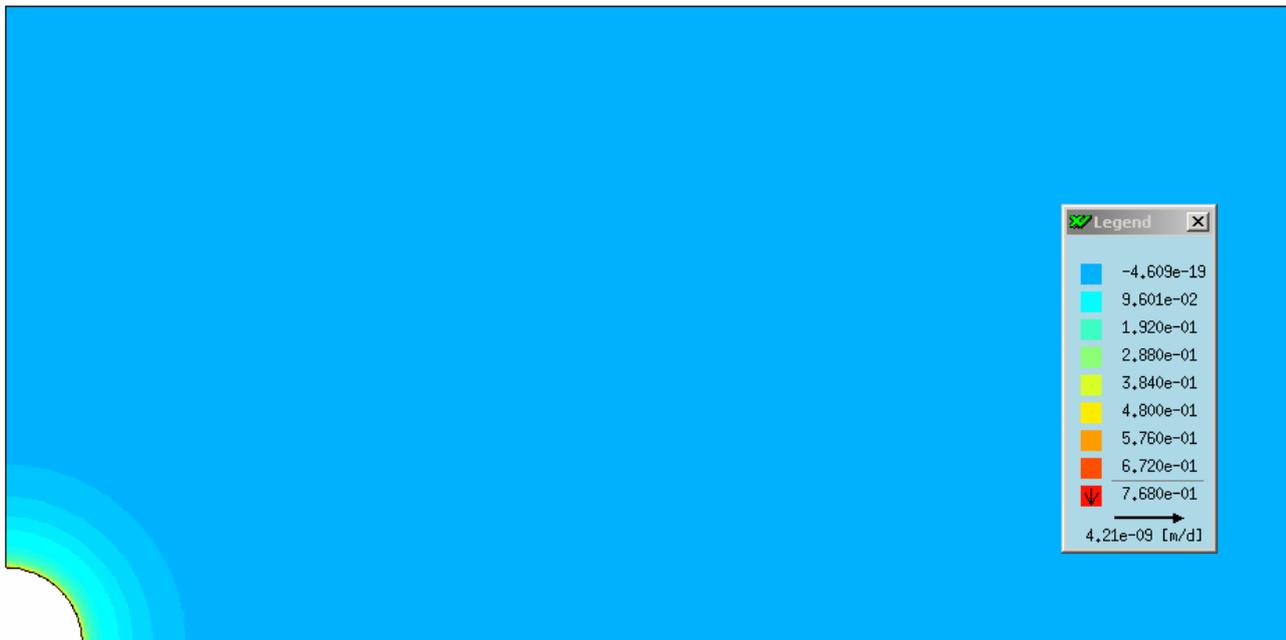


Bild 52: Ausbreitung von Styrol im Grundwasser zum Zeitpunkt $t = 9$ d an der letzten Fuge des Modellgebiets für das ungesättigte Polyesterharz uP1 (Konzentrationen in $\mu\text{g/l}$)

Am Beispiel der Styrol-Freisetzung aus dem ungesättigten Polyesterharz uP1 wird in Bild 53 die Entwicklung der über 2 m gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentration an einigen Fugen dargestellt. An der ersten Fuge stellt sich erwartungsgemäß nur ein kurzzeitiger Anstieg ein, während bei den folgenden Fugen ein zweites Maximum entsteht, das aus der Verfrachtung der Styrol-Einträge der vorangegangenen Fugen resultiert. Auffällig ist, dass sich bei einer zeitlichen Mittelung über 6 Monate bei den Fugen 8, 15 und 21 derselbe Wert ergibt. Unterschiede zwischen den Fugen sind nur noch zu späteren Zeiten ($t > 6$ Monate) erkennbar, so bleibt die Styrol-Konzentration bei den hinteren Fugen länger auf erhöhtem Niveau. Dies ist für die Bewertung jedoch irrelevant, da die mittlere Konzentration in den ersten 6 Monaten in jedem Fall höher liegt als das Tailing. Als Ort der Beurteilung wurde hier die letzte Fuge ausgewählt, bei zukünftigen Modellrechnungen ist es jedoch sinnvoll, das Modellgebiet zu verkleinern, um den Rechenaufwand zu verringern. Die Berechnung von 100 m Kanallänge ist nur dann gerechtfertigt, wenn die Schadstofffreisetzung wesentlich langsamer abklingt, als bei den hier zu Grunde liegenden Versuchen.

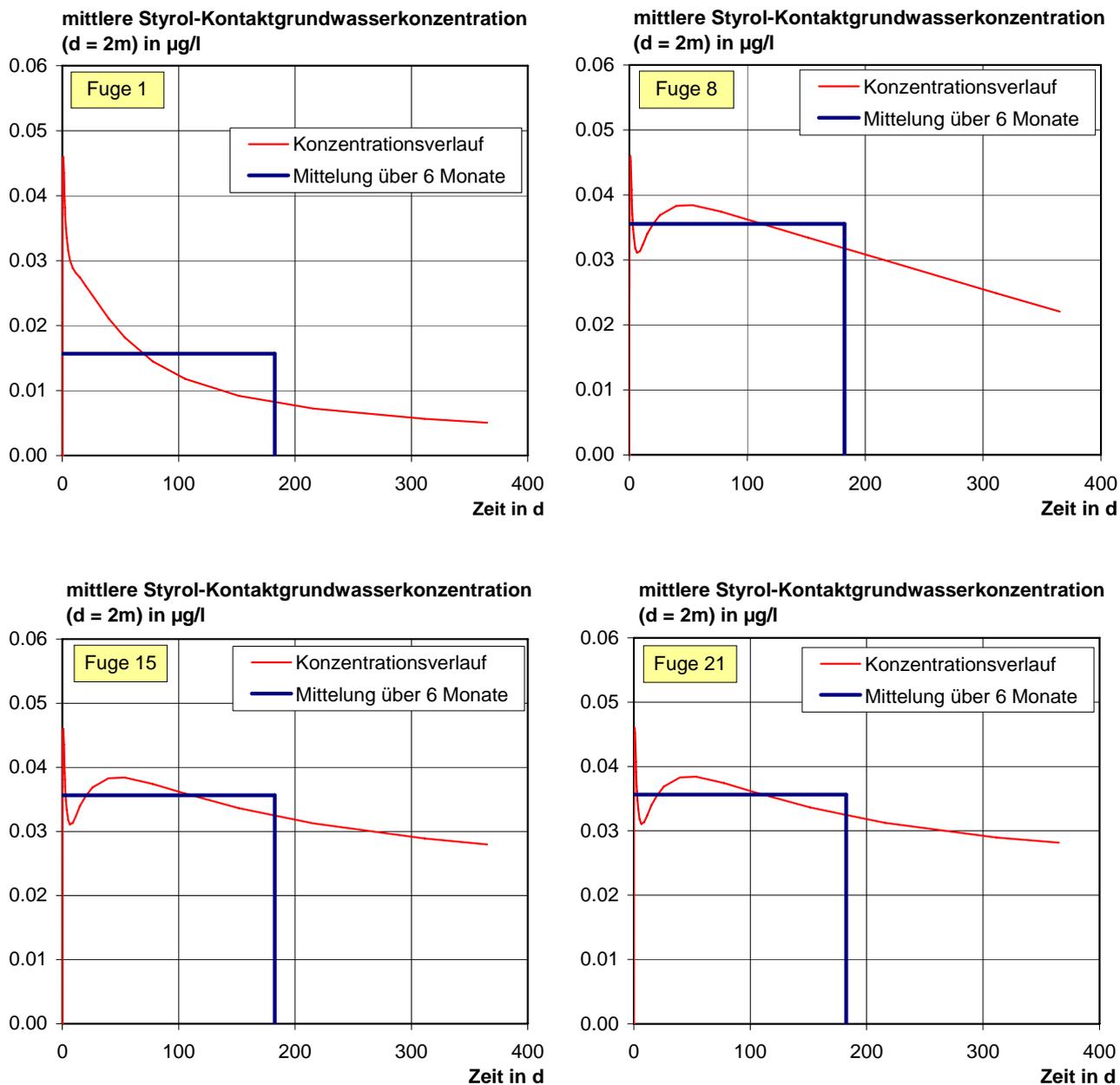


Bild 53: Gegenüberstellung der räumlich gemittelten Styrol-Kontaktgrundwasserkonzentration an einigen ausgewählten Fugen beim ungesättigten Polyesterharz uP1

4.3.4 Ergebnisse

Im Anhang in den Bildern B17 bis B19 sind die mittleren Kontaktgrundwasserkonzentrationen der ungesättigten Polyesterharze dargestellt. Tabelle 19 fasst die Ergebnisse zusammen.

Tabelle 19: Räumlich und zeitlich gemittelte Kontaktgrundwasserkonzentrationen der ungesättigten Polyesterharze

Bitumen- beschich- tung	mittlere Kontaktgrundwasserkonzentration		
	Styrol	PAK	BTEX
-	µg/l	ng/l	µg/l
1	2	3	4
uP1	0,0354	0,00024	-
uP2	0,2723	0,00028	0,0289
uP3	0,0285	0,00024	0,00423
uP4	0,0495	0,00017	0,0130

Die Konzentrationen sind sehr gering, da die Kontaktfläche zum Grundwasser auf die Fugen beschränkt ist. Zu beachten ist jedoch, dass Styrol und BTEX-Aromaten vor Versuchsbeginn und während des Versuchs ausgegast sind. Bei realitätsnaher Versuchsdurchführung könnten sich die Schadstoffeinträge deutlich erhöhen. Dies sollte überprüft werden.

4.3.5 Auswertung

Analog zum Abschnitt 4.2.5 werden die zeitlich und räumlich gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentrationen über der Freisetzung im Versuch aufgetragen (s. Tabelle 20).

Tabelle 20: 56-d-Werte für die Freisetzung im Trogversuch

Bitumen- beschich- tung	Gesamtfreisetzung nach 56 Tagen im Trogversuch		
	Styrol	PAK ¹⁾	BTEX
-	mg/m ²		
1	2	3	4
uP1	0,0354	0,00024	-
uP2	0,2723	0,00028	-
uP3	0,0285	0,00024	-
uP4	0,0495	0,00017	-

1) extrapolierte Werte - nicht nachweisbar

Bild 54 zeigt die Ergebnisse für Styrol, Bild 55 für PAK und Bild 56 für die BTEX-Aromaten. Die Kontaktgrundwasserkonzentration wurde einheitlich in µg/l aufgetragen.

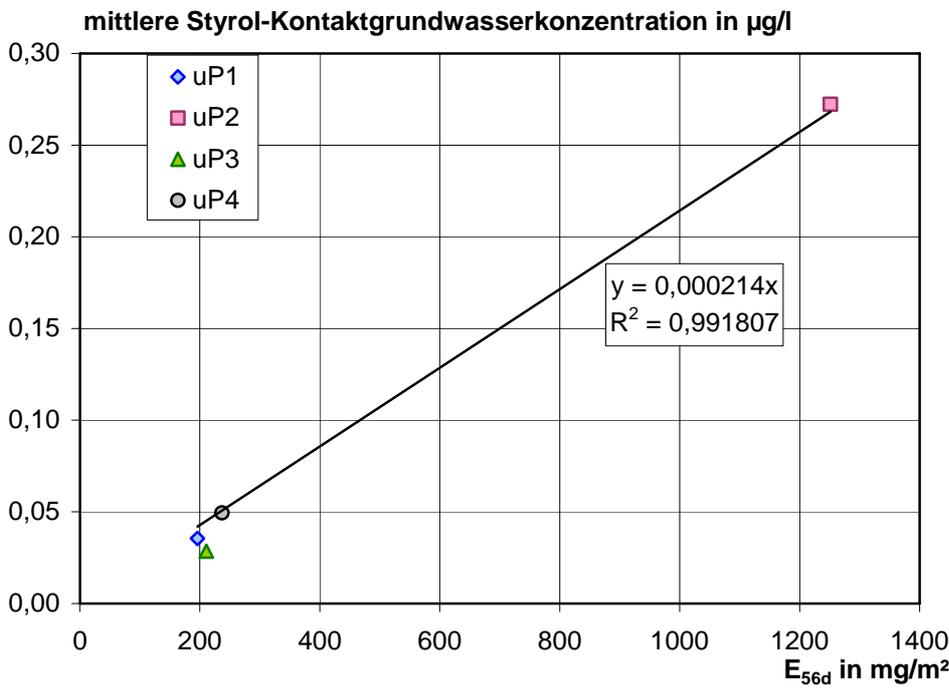


Bild 54: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – Parameter: Styrol

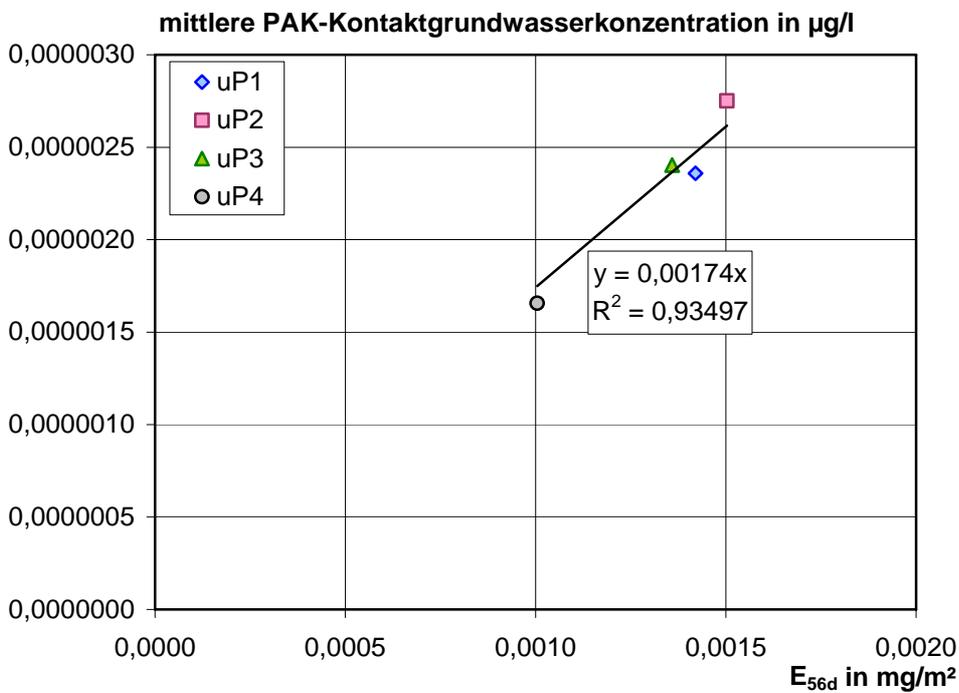


Bild 55: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – Parameter: PAK

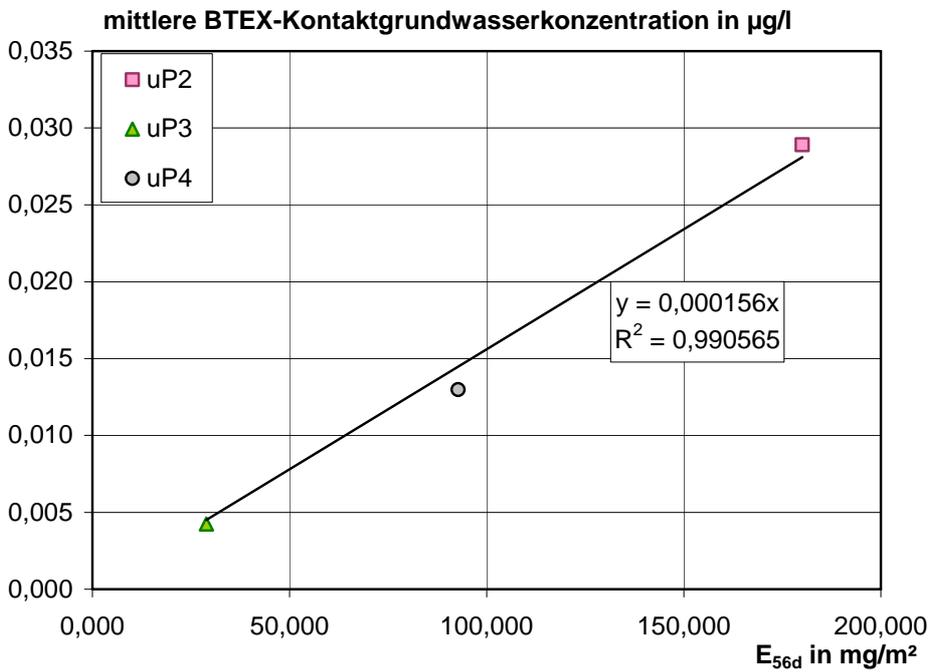


Bild 56: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – Parameter: BTEX

Wie bei den Bitumen wurden alle Ergebnisse in ein Diagramm übernommen (s. Bild 57).

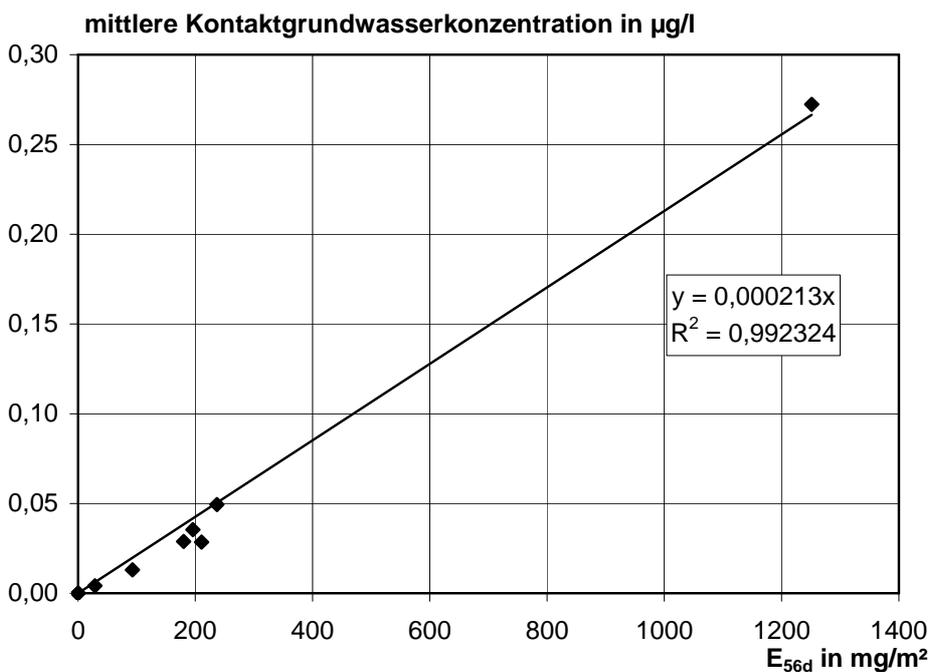


Bild 57: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Trogversuch – alle Parameter

Die zulässige Freisetzung im Versuch kann nach Gleichung (8) berechnet werden.

$$\text{zul } E_{56d} = \text{GFS} / 0,000213 \quad (8)$$

zul E_{56d} : zulässige Gesamtfreisetzung nach 56 d im Trogversuch in mg/m^2

GFS : Geringfügigkeitsschwelle in $\mu\text{g}/\text{l}$

In Tabelle 21 sind die zulässigen Freisetzungen für die hier betrachteten Parameter angegeben, wobei für Styrol keine GFS existiert. Hier müsste ein Wert von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser definiert werden. Zum Vergleich sind die Maximalwerte der vorliegenden Versuche in Spalte 4 der Tabelle angegeben.

Tabelle 21: Vorgeschlagene maximal zulässige Freisetzungen bei den ungesättigten Polyesterharzen in der Anwendung als Kanalsanierungsmittel und Gegenüberstellung der maximal gemessenen Werte

Parameter	GFS	zul E_{56d}	Max. Versuchsergebnis
-	$\mu\text{g}/\text{l}$	mg/m^2	mg/m^2
1	2	3	4
PAK	0,2	93,90	0,0015
BTEX	20	9390	180

Es ist ersichtlich, dass die Versuchsergebnisse weit unter den zulässigen Werten liegen. Insbesondere bei PAK ist die Beeinflussung der Grundwasserqualität in diesem Anwendungsfall verschwindend gering. Bei der Produktentwicklung ist zu beachten, dass in Einsatzgebieten mit großflächigerem Kontakt mit Grundwasser deutlich höhere Konzentrationen auftreten können. Wie bereits in Abschnitt 3.2.5 erwähnt, sollte bei den BTEX-Aromaten und bei Styrol die Freisetzung im Versuch unter Minimierung der Ausgasung überprüft werden.

4.4 Acrylatgele

4.4.1 Modellgebiet und Ort der Beurteilung

Für die Acrylatgele wurde in Abstimmung mit dem DIBt dasselbe Modellgebiet wie für die zementgebundenen Baustoffe gewählt. Das heißt, es werden alle vier Außenwände des Gebäudes aus Bild 1 mit Acrylatgel verpresst und so ein Dichtschleier erzeugt, der das gesamte Bauwerk umgibt. Bewertet wird die Kontaktgrundwasserkonzentration mittig hinter dem Bauwerk. Dieses Modell ist für die Acrylatgele ein sehr ungünstiger Fall. In der üblichen Anwendung werden nur einzelne Wände, z. B. von Wohngebäuden mit schadhafter bituminöser Abdichtung, verpresst. Daher wird zum Vergleich in Abschnitt 4.4.4 ein üblicher Anwendungsfall simuliert.

4.4.2 Schadstoffeinträge

Die Acrylatgele wurden im inversen Säulenversuch geprüft, d. h. die Auslaugung fand bei direktem Kontakt mit wassergesättigtem Boden statt. Eine Umrechnung mit der effektiven Porosität des Bodens ist daher nicht erforderlich. Die im Abschnitt 3.3 angegebenen Gesamtfreisetzungsberechnungen sind auf die Masse des Acrylatgels bezogen. Daher muss bei der Modellierung festgelegt werden, wieviel Gel pro m² Oberfläche eingebracht wird. Nach Informationen der MC Bauchemie wird eine Bodenschicht von rd. 60 mm Dicke mit Acrylatgel verpresst. Als Gesamtporosität des Bodens an der Oberfläche des Bauwerks wird 0,385 angenommen. Es wird davon ausgegangen, dass beim Verpressen alle Porenräume mit Acrylatgel gefüllt werden. Daher wird hier nicht die effektive Porosität angesetzt, die bei Grundwasserströmung verwendet wird. Mit diesen Vorgaben ergibt sich, dass pro m² Wand 23 l Acrylatgel in den Boden eingebracht werden. Anhand der Dichte des Injektionsstoffs und der jeweils ermittelten Freisetzungsberechnungen wurde der Gesamteintrag an umweltrelevanten Stoffen pro m² Oberfläche berechnet. Es wurden die Ergebnisse aus den Abschnitten 3.3.2 (Tabelle 5) und 3.3.3 (Tabelle 7) sowie die Säulenversuche aus den Vergleichsuntersuchungen im Abschnitt 3.3.4 (vgl. Tabelle 9 und Bild 29) herangezogen. Tabelle 22 zeigt die ermittelten Werte.

Tabelle 22: Stoffeinträge der Acrylatgele in das Modellgebiet bezogen auf die Oberfläche des Bauwerks

Acrylatgel	Parameter	Gesamtfreisetzung im Versuch	Eintrag
-	-	mg/kg	g/m ²
1	2	3	4
A1	TOC	13588	384,8
Ac1	TOC	2993	76,1
	Sulfat	1032	26,2
Ac2	TOC	3261	82,9
	Sulfat	1137	28,9
Ac3	TOC	11279	286,6
Ac4	TOC	7065	179,5
Ac05	TOC	11500	265,7
Ac98	TOC	13970	322,7

4.4.3 Ergebnisse

Die über 2 m Schichtdicke gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentrationen sind in den Bildern B20 bis B22 dargestellt. Tabelle 23 gibt die Ergebnisse der zeitlichen Mittelung über 6 Monate wieder.

Tabelle 23: Räumlich und zeitlich gemittelte Kontaktgrundwasserkonzentrationen der Acrylatgele

Acrylatgel	mittlere Kontaktgrundwasserkonzentration	
	TOC	Sulfat
-	mg/l	
1	2	3
A1	3900	-
Ac1	771	262
Ac2	840	288
Ac3	2905	-
Ac4	1820	-
Ac05	2693	-
Ac98	3271	-

Beim Parameter Sulfat wird die Geringfügigkeitsschwelle in einem Zeitraum rd. 120 Tagen überschritten (s. Bild B22). Die mittlere Kontaktgrundwasserkonzentration überschreitet die GFS ebenfalls. Diese Überschreitung vergrößert sich noch, wenn man die Hintergrundkonzentration im Grundwasser berücksichtigt. Es muss darüber entschieden werden, ob diese Überschreitung toleriert wird und wie dann ggf. die Bewertung erfolgen kann. Für TOC gibt es keinen Grenzwert, es muss jedoch damit gerechnet werden, dass umweltrelevante organische Substanzen in signifikanten Konzentrationen im Grundwasser auftreten, allerdings sind diese Substanzen im Eluat bisher nicht hinreichend untersucht und es ist keine GFS definiert. Wie in /Bra04/ beschrieben, wurde in einem Langzeitstandtest an mit Acrylatgel verfestigtem Sand festgestellt, dass ein großer Anteil des TOC im Eluat auf Triethanolamin zurückzuführen war, das im Acrylatgel als ein Hauptbestandteil enthalten ist. Für Triethanolamin liegen ökotoxikologische Untersuchungen vor, so dass ein Schwellenwert abgeleitet werden könnte. Es muss dann abgewogen werden, ob die bisherige Vorgehensweise bei der Modellierung beibehalten werden soll, oder ob doch biologische und chemische Abbauprozesse Berücksichtigung finden sollen. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund der nachgewiesenermaßen guten biologischen Abbaubarkeit der Inhaltsstoffe des Acrylatgels zu sehen. Werden die Abbauprozesse vernachlässigt, so ist es absehbar, dass Acrylatgele die strengen Vorgaben zum Grundwasserschutz nicht erfüllen werden.

Wie in Abschnitt 4.4.1 bereits erläutert handelt es sich bei dem betrachteten Modellgebiet um einen sehr ungünstigen und unwahrscheinlichen Anwendungsfall. Im Folgenden Abschnitt 4.4.4 wird daher die TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration für ein realistischeres Szenario modelliert.

4.4.4 Simulation bei alternativem Modellgebiet

Das Hauptanwendungsgebiet von Acrylatgelen ist die Verpressung einer einzelnen Wand eines Wohngebäudes mit schadhafter bituminöser Abdichtung. Für diese Simulation wurde daher das Modellgebiet für Bitumen ausgewählt (s. Abschnitt 4.2.1, Bild 31). Der TOC-Eintrag erfolgte an der im Fließschatten gelegenen Wand. Der Ort der Beurteilung liegt in diesem Fall mittig hinter dem Bauteil. Für den TOC-Eintrag wurde das Acrylatgel mit der höchsten TOC-Freisetzung (A1) ausgewählt. Bild 58 zeigt die über einen Bereich von 2 x 2 m² gemittelte Kontaktgrundwasserkonzentration.

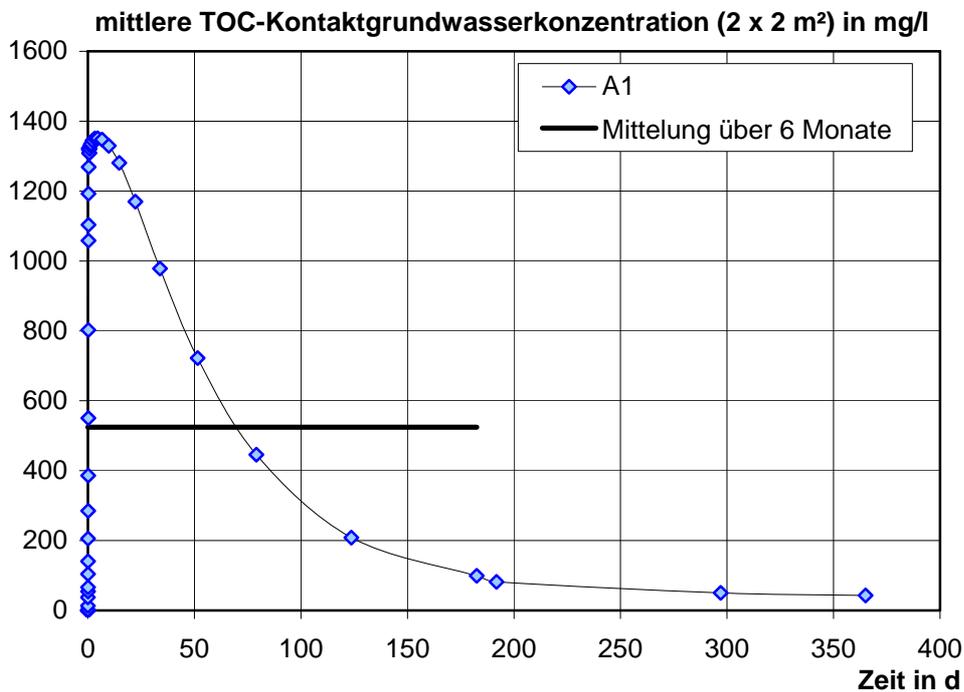


Bild 58: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration im alternativen Modellgebiet für das Acrylatgels A1

Es ist ersichtlich, dass die zeitlich und räumlich gemittelte TOC-Konzentration in diesem Modellszenario um den Faktor 7,4 geringer ausfällt als im Abschnitt 4.4.3. Die Geringfügigkeitsschwelle für Sulfat wird in diesem Modellgebiet eingehalten.

4.5 Zementsuspensionen

4.5.1 Modellgebiet und Ort der Beurteilung

Für die Zementsuspensionen wurde eine Injektionssohle als Modellgebiet gewählt. Die Ein-tauchtiefe beträgt 6 m (vgl. Bild 59).

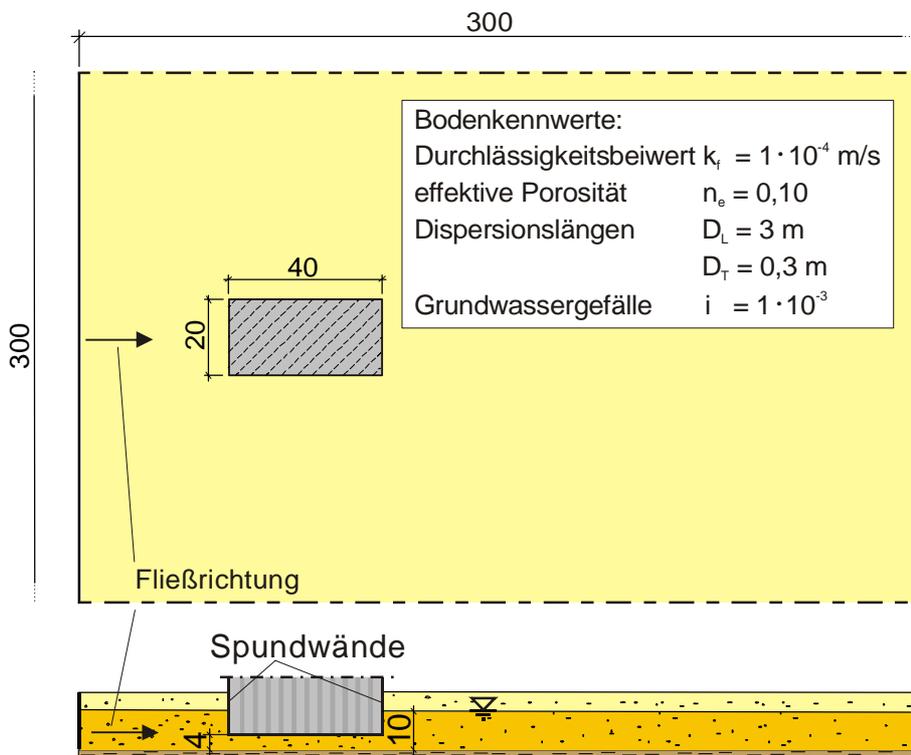


Bild 59: Aufsicht und Schnitt des Modellgebiets für die Zementinjektionen

In /Bra07/ wurde ein entsprechendes Modellgebiet für die Simulation einer Unterwasserbetonsole verwendet, wobei ein anderer Boden gewählt wurde. Analog zum Bitumenmodell soll die mittlere Konzentration in einer vertikalen Fläche von 2×2 m² Größe an der ungünstigsten Stelle gemittelt werden (Ort der Beurteilung). Zur Ermittlung dieser ungünstigsten Stelle wurden in /Bra07/ die Konzentrationen an unterschiedlichen Stellen ausgewertet. Dabei zeigte sich, dass die höchsten Konzentrationen mittig unter der Injektionssohle kurz vor dem Ende der Sohle auftreten. Direkt am Rand tritt durch die Fließbedingungen ein Sog auf, wodurch die Fließgeschwindigkeit erhöht wird und Wasser mit geringerer Konzentration aus größerer Tiefe hochbefördert wird. Dadurch tritt am Rand eine Verdünnung auf. Bild 60 zeigt den Ort der Beurteilung und die Aufteilung des Grundwasserleiters in Layer für die dreidimensionale Modellierung.

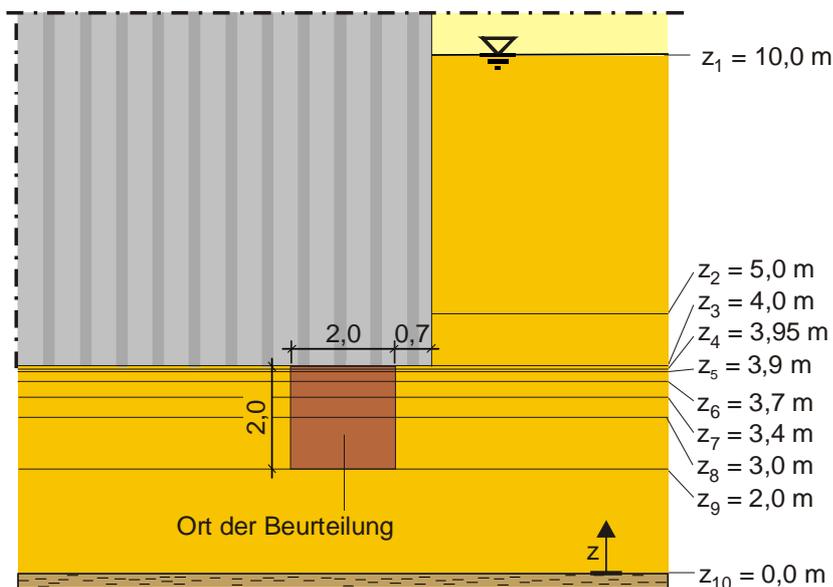


Bild 60: Ort der Beurteilung und Aufteilung des Grundwasserleiters in Layer

4.5.2 Schadstoffeintrag

Die Zementsuspensionen wurden wie die Acrylatgele im inversen Säulenversuch geprüft, d. h. die Auslaugung fand bei direktem Kontakt mit wassergesättigtem Boden statt und es ist keine Umrechnung mit der effektiven Porosität erforderlich. Die im Abschnitt 3.3 angegebenen Gesamtfreisetzung sind auf die Masse der Zementsuspension bezogen. Daher muss bei der Modellierung festgelegt werden, wie viel Suspension pro m^2 Oberfläche eingebracht wird. Die Dicke einer Injektionssohle aus Zementsuspension hängt von den statischen Erfordernissen ab, die sich aus der Eintauchtiefe ergeben. Für übliche Maßnahmen kann nach Informationen der ZÜBLIN Spezialtiefbau GmbH mit einer Dicke von rd. 1 m gerechnet werden. Es wäre unrealistisch, anzunehmen, dass diese Menge an Zementsuspension tatsächlich zur Auslaugung beiträgt. In Absprache mit dem DIBt wurde die Annahme getroffen, dass die untersten 0,1 m für die Auslaugung wirksam sind. Dies ist eine konservative Annahme. Setzt man eine Gesamtporosität des Bodens von 0,385 an, so ergibt sich ein verpresstes Volumen von $38,5 \text{ l/m}^2$. Anhand der Dichte der Suspensionen und der jeweils ermittelten Freisetzung wurde der Gesamteintrag an umweltrelevanten Stoffen pro m^2 Oberfläche berechnet. Es wurden die Ergebnisse aus den Abschnitten 3.3.2 (Tabelle 5) und 3.3.3 (Tabelle 7) herangezogen. Tabelle 24 zeigt die Gesamtfreisetzung und den Eintrag in das Modellgebiet.

Tabelle 24: Gesamtfreisetzungen der Zementsuspensionen im Versuch und Eintrag in das Modellgebiet

Baustoff	Parameter	Gesamtfreisetzung im Versuch	Eintrag
-	-	mg/kg	g/m ²
1	2	3	4
Zementsuspension ZSPa	Sulfat	2223	130
	Chrom	3,055	0,179
	Kupfer	0,294	0,0172
Zementsuspension ZS1	Chlorid	131,8	7,67
	Sulfat	752,5	43,8
	TOC	17,1	0,995
	Chrom	0,034	0,00198
	Molybdän	0,066	0,00384
	Vanadium	0,812	0,0473
Zementsuspension ZS2	Chlorid	127,9	8,22
	Sulfat	470,9	30,3
	TOC	13,7	0,880
	Chrom	0,044	0,00283
	Molybdän	0,047	0,00302
	Vanadium	0,827	0,0531
Zementsuspension ZS2 mit 24 h Aushärtezeit	Chlorid	38,9	2,50
	Sulfat	137,6	8,84
	TOC	10,7	0,688
	Vanadium	0,0056	0,000360
Zementsuspension ZS3	Chlorid	68,9	4,01
	Sulfat	255,6	14,9
	TOC	3,1	0,180
	Chrom	0,062	0,00361
	Vanadium	0,218	0,0127
Zementsuspension ZS4	Chlorid	6,94	404
	Sulfat	500,3	29,1
	TOC	172,5	10,0
	Chrom	0,148	0,00862
	Molybdän	0,197	0,01147
	Vanadium	0,010	0,000582

4.5.3 Ergebnisse

Die mittleren Kontaktgrundwasserkonzentrationen in dem in Bild 59 dargestellten Bereich (2 x 2 m²) sind in den Bildern B23 bis B26 dargestellt. Die Zementsuspension ZS2 wurde zusätzlich mit einer Aushärtezeit von 24 Stunden untersucht, d. h. die Injektion erfolgte in die wassergesättigte Säule, die Durchströmung begann jedoch erst am nächsten Tag. Aus den Bildern ist ersichtlich, dass mit den Schadstoffeinträgen, die aus dieser Versuchsdurchführung resultieren, erheblich kleinere Chlorid-, Sulfat- und Spurenelementkonzentrationen im Grundwasser ermittelt werden. Tabelle 25 gibt die Ergebnisse der zeitlichen Mittelung über 6 Monate wieder.

Tabelle 25: Räumlich und zeitlich gemittelte Kontaktgrundwasserkonzentrationen der Zementsuspensionen

Zement- suspension	mittlere Kontaktgrundwasserkonzentration						
	Chlorid	Sulfat	TOC	Chrom	Kupfer	Molybdän	Vanadium
-	mg/l			µg/l			
1	2	3	4	5	6	7	8
ZSPa	-	341	-	485	45	-	-
ZS1	20,2	115	2,7	5,2	-	10,1	123,9
ZS2	21,5	80	2,4	7,4	-	7,9	139,4
ZS2 mit 24 h Aushärtezeit	6,57	23	1,9	-	-	-	0,95
ZS3	10,6	39	0,49	9,5	-	-	33,6
ZS4	1,06	77	27,0	22,8	-	30,3	1,5

-: nicht berechnet, da im Versuch keine Freisetzung messbar war

4.5.4 Auswertung

Zur Ermittlung der zulässigen Freisetzung im Versuch werden analog zum Abschnitt 4.2.5 die zeitlich und räumlich gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentrationen über der Gesamtfreisetzung im Versuch (vgl. Tabelle 24) aufgetragen. Wie in den Abschnitt 3.3 erläutert, wird beim Säulenversuch nur ein sehr kurzzeitiger Austrag gemessen. Daher wurde keine Auslaugfunktion, sondern nur ein einmaliger Schadstoffeintrag bestimmt. Somit unterscheiden sich die Freisetzungsverläufe der unterschiedlichen Parameter nicht. Unterschiede in der Korrelation von Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Versuch bei den einzelnen Parametern resultieren daher im Wesentlichen aus den unterschiedlichen Diffusions-

koeffizienten im Grundwasser. Der Einfluss dieses Parameters ist jedoch gering, da der Transport von Advektion und Dispersion bestimmt wird. Daher sind in Bild 61 direkt alle Parameter zusammengefasst worden. Es ergibt sich ein sehr gutes Bestimmtheitsmaß.

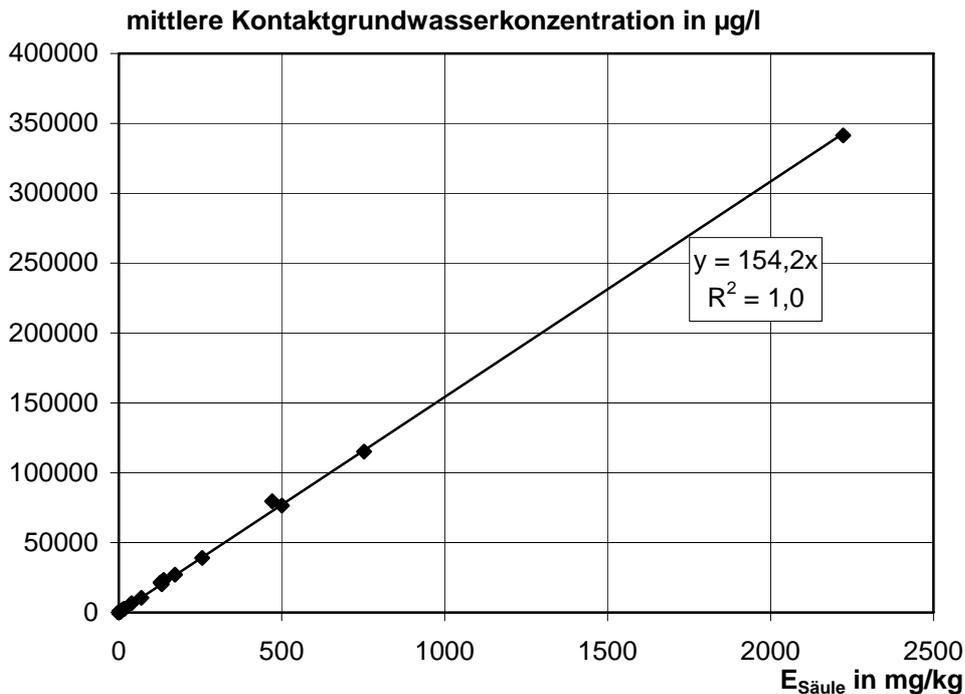


Bild 61: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Säulenversuch – alle Parameter

Die zulässige Freisetzung im Versuch kann nach Gleichung (9) berechnet werden.

$$\text{zul } E_{\text{Säule}} = \text{GFS} / 154 \quad (9)$$

zul $E_{\text{Säule}}$: zulässige Gesamtfreisetzung im inversen Säulenversuch in mg/kg

GFS : Geringfügigkeitsschwelle in $\mu\text{g/l}$

Wie in den vorangegangenen Abschnitten sind in Tabelle 26 sind die zulässigen Freisetzung für die hier betrachteten Parameter sowie die Maximalwerte der vorliegenden Versuche angegeben.

Tabelle 26: Vorgeschlagene maximal zulässige Freisetzungen bei den Zementsuspensionen und Gegenüberstellung der maximal gemessenen Werte

Parameter	GFS	zul E _{Säule}	Max. Versuchsergebnis
-	µg/l	mg/kg	
1	2	3	4
Chlorid	250000	1623	131,8
Sulfat	240000	1558	2223
Chrom	7	0,045	3,055 ¹⁾
Kupfer	14	0,091	0,294
Molybdän	35	0,227	0,197
Vanadium	4	0,026	0,827

- 1) dieser Wert wurde an Zement ohne Chromatreduzierer bestimmt. Der höchste Wert bei Verwendung von chromatreduziertem Zement beträgt 0,148 mg/kg

Es ist ersichtlich, dass mit Ausnahme von Chlorid und Molybdän alle zulässigen Freisetzungen überschritten wurden. Hierbei ist zu beachten, dass die Versuche i. d. R. direkt nach der Injektion gestartet wurden. Die Fließgeschwindigkeit im Versuch gibt die Bedingungen in der Praxis nicht wieder, daher sollte für den Versuch eine Aushärtezeit vorgegeben werden. Die Zementsuspension ZS2 liegt nach 24 Stunden Aushärtezeit bei allen Parametern unterhalb der zulässigen Freisetzung. Weiterhin muss eine Konvention für den für die Auslaugung wirksamen Bereich der Injektionssohle getroffen werden. Die hier angesetzten 0,1 m sind möglicherweise zu hoch gewählt.

Grundsätzlich ist anzumerken, dass eine Injektionssohle aus Zementsuspensionen ein anderes Auslaugverhalten aufweisen wird als im Säulenversuch bestimmt. Die Freisetzung wird ähnlich wie bei Beton über einen längeren Zeitraum erfolgen und mit einer deutlich geringeren Auswaschung zu Beginn der Auslaugung verbunden sein. Eine Änderung der Versuchsbedingungen oder die Wahl eines anderen Auslaugversuchs sollten für Zementsuspensionen erwogen werden.

4.6 Polyurethane

4.6.1 Modellgebiet

Polyurethane werden zur Riss- und Hohlraumverpressung oder im Tunnelbau manchmal auch zur Verpressung des Ringspalts zwischen Spritzbeton und Innenschale eingesetzt. Auch Verpressschläuche zur Abdichtung von Arbeitsfugen in Beton-, Ziegel- und Natursteinbauwerken werden mit PU injiziert. Der Kontakt zwischen Grundwasser und Polyurethan ist bei diesen Anwendungen relativ klein oder sogar gar nicht gegeben, daher sind sie nicht als worst case anzusehen. Des Weiteren werden Polyurethane zur Sanierung defekter Rohrmuffenverbindungen in der Kanalsanierung eingesetzt. Es wurde auch ein Produkt zur Schleierinjektion gefunden (s. /Ber10/). Nach Informationen von Herstellern und Anwendern ist diese Anwendung jedoch sehr ungewöhnlich und sollte daher nicht als Bewertungsmaßstab herangezogen werden. Es wurde daher hier der Anwendungsfall Kanalsanierung ausgewählt. Bei sehr schadhafte Kanälen wird in der Praxis ein Liner oder ein Partliner eingesetzt, da dies die wirtschaftlichere Lösung ist. Einzelne schadhafte Fugen bzw. Muffen oder andere Fehlstellen können jedoch gut mit PU-Systemen abgedichtet werden. Es wurde daher für die Polyurethane ein Kanal mit dem Durchmesser von 1,2 m und einer Länge von 40 m mit 10 Fugen simuliert. Das Modellgebiet ist in Abschnitt 4.3.1 dargestellt, es ändert sich lediglich die Kanallänge.

4.6.2 Schadstoffeinträge

In /Ste92/ wurden realitätsnahe Untersuchungen mit dem sog. Bochumer Versuchsaufbau durchgeführt (vgl. auch Abschnitt 3.3.4.3). In diesen Untersuchungen wurde eine defekte Muffenverbindung in einem Steinzeugrohr mit vier unterschiedlichen Polyurethanen unter Zuhilfenahme eines Packers abgedichtet. Es handelte sich um ein Rohr mit einem Durchmesser von 300 mm. Die Injektionsmenge lag zwischen 3,5 l und 10,8 l, im Mittel betrug sie 7,0 l. Rechnet man diesen Wert auf den größeren Umfang hoch, so ergeben sich 28 l Injektionsmenge für eine Fuge.

In den Abschnitten 3.3.2 und 3.3.3 sind Ergebnisse aus dem Säulenversuch für die Polyurethane angegeben. Auch hier ist keine Umrechnung der Freisetzung mit der effektiven Porosität des Bodens erforderlich. In Tabelle 27 sind die Gesamtfreisetzungen und der Eintrag an jeder Fuge, der sich aus der Freisetzung, der Injektionsmenge und der Rohdichte der Polyurethane bei der Injektion (vor dem Aufschäumen) ergibt, zusammengestellt.

Tabelle 27: Gesamtfreisetzungen der Polyurethane PU1, PUR1, PUR2, und PUR3 im inversen Säulenversuch und Eintrag in das Modellgebiet

Polyurethan	Parameter	Gesamtfreisetzung	Eintrag pro Fuge
-	-	mg/kg	g
1	2	3	4
PU1	TOC	7107	233
PUR1	TOC	595	17
	aromatische Amine	6,217	0,181
PUR2	TOC	362	12
	aromatische Amine	3,351	0,108
PUR3	TOC	1381	45

Wie in Abschnitt 3.3.4 erwähnt wird für PUR4 anstelle eines einmaligen Eintrags eine zeitabhängige Freisetzung gewählt. Der Eintrag ergibt sich nach Tabelle 28.

Tabelle 28: Auslaugraten des Polyurethans PUR4 im inversen Säulenversuch und Eintrag in das Modellgebiet

Polyurethan	Parameter	Zeitraum	Auslaugrate	Eintrag pro Fuge
-	-	d	mg/(kg·d)	g/d
1	2	3	4	5
PUR4	TOC	0 bis 8	3127	91,9
		8 bis 16	366	10,8

Wie in Abschnitt 4.3.2 beschrieben werden die Einträge auf die Fugenknoten verteilt, d. h. die Werte werden durch 352 geteilt und als Punktquellen in das Modellgebiet eingegeben.

4.6.3 Ergebnisse

Die räumlich gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentrationen der Polyurethane sind in den Bildern B30 und B31 dargestellt. Tabelle 29 gibt die Ergebnisse der zeitlichen Mittelung über 6 Monate wieder.

Tabelle 29: Räumlich und zeitlich gemittelte Kontaktgrundwasser-
konzentrationen der Polyurethane

Polyurethan	mittlere Kontaktgrundwasserkonzentration	
	TOC mg/l	aromatische Amine µg/l
-	1	2
1	2	3
PU1	18,5	-
PUR1	1,38	14,4
PUR2	0,924	8,56
PUR3	3,59	-
PUR4	63,0	-

4.6.4 Auswertung

Zur Ermittlung der zulässigen Freisetzung im Säulenversuch werden analog zum Abschnitt 4.5.4 für alle Parameter die zeitlich und räumlich gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentrationen über der Gesamtfreisetzung im Versuch aufgetragen (s. Bild 62).

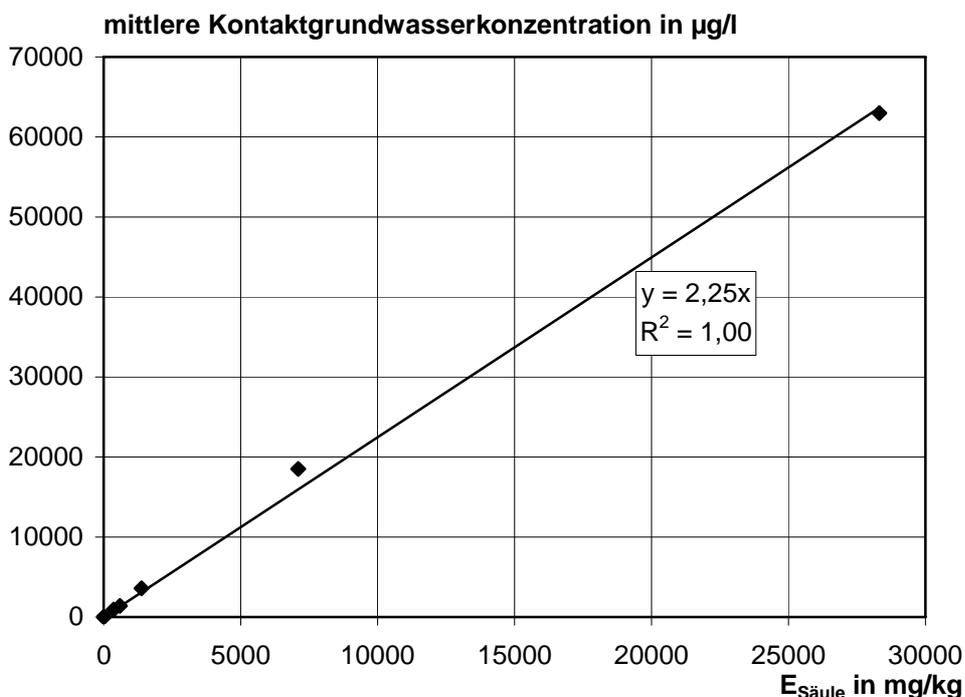


Bild 62: Funktionaler Zusammenhang zwischen mittlerer Kontaktgrundwasser-
konzentration und Freisetzung im Säulen-
versuch an Polyurethanen – alle Parameter

Die zulässige Freisetzung im Versuch kann nach Gleichung (10) berechnet werden.

$$\text{zul } E_{\text{Säule}} = \text{GFS} / 2,25 \quad (10)$$

zul $E_{\text{Säule}}$: zulässige Gesamtfreisetzung im inversen Säulenversuch in mg/kg
GFS : Geringfügigkeitsschwelle in $\mu\text{g/l}$

Da für die im Versuch ermittelten Parameter keine GFS existieren, kann die Kontaktgrundwasserkonzentration nicht bewertet werden.

5 ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Forschungsvorhaben wurden Vorschläge zur Bewertung der Umweltverträglichkeit beim Einbau von Abdichtungs- und Injektionsstoffen im Grundwasser erarbeitet. Die Konzepte sollen im Rahmen von allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen angewendet werden. Vorlage für die Entwicklung der Konzepte war das bestehende Bewertungskonzept für Beton und zementgebundene Baustoffe, das im „Grundsatzpapier zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser“ des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) veröffentlicht worden ist (s. /DIB08/). Die Konzepte müssen im Hinblick auf die Umsetzung im Zulassungsverfahren noch in den zuständigen DIBt-Gremien beraten werden.

Die hier vorgeschlagenen Bewertungskonzepte basieren auf zwei unterschiedlichen Laborversuchen: einem mehrstufigen Trogversuch für Abdichtungsstoffe und einem inversen Säulenversuch für Injektionsstoffe. In beiden Auslaugversuchen werden zu unterschiedlichen Zeitpunkten Schadstoffkonzentrationen im Eluenten ermittelt. Diese Konzentrationen stimmen jedoch nicht mit den Werten überein, die sich beim Einbau im Grundwasser einstellen. Die Geringfügigkeitsschwellen, die den Maßstab der Bewertung darstellen, gelten jedoch für das Grundwasser, nicht für einen speziellen Auslaugversuch. Daher ist es erforderlich, aus den Versuchsdaten einen Freisetzungsverlauf zu bestimmen und die Konzentration im Grundwasser, das mit dem Baustoff in Kontakt steht, numerisch zu simulieren. Die Grundwasserkonzentration ist von zahlreichen Parametern, wie der Fließgeschwindigkeit und Zusammensetzung des Grundwassers, der Bodenbeschaffenheit, der Temperatur, aber auch von der Bauteilgeometrie, der Größe der Kontaktfläche, der Entfernung zum Bauteil und dem Bewertungszeitpunkt abhängig. Bei der Entwicklung des Bewertungskonzepts für Beton hat man sich darauf verständigt, Adsorptions-, Fällungs- und Abbauprozesse sowie die Retardierung zu vernachlässigen. Es wird jedoch eine zeitliche und räumliche

Mittelung der Kontaktgrundwasserkonzentrationen durchgeführt. Für die zeitliche Mittelung werden 6 Monate und für die räumliche Mittelung eine Entfernung von 0 bis 2 m von der Baustoffoberfläche herangezogen. Dieses Vorgehen sollte auch für Abdichtungs- und Injektionsstoffe beibehalten werden.

Betrachtet wurden Bitumenbeschichtungen, ungesättigte Polyesterharze, Acrylatgele, Zementsuspensionen und Polyurethane. Die ersten beiden Baustoffe werden im Trogversuch, die letzten drei im Säulenversuch ausgelaugt. Die Baustoffe werden in der Praxis für unterschiedliche Anwendungsfälle eingesetzt. Dies sollte sich in den Bewertungskonzepten widerspiegeln. Daher wurden unterschiedliche Modellszenarien für die Simulation der Grundwasserkonzentration entwickelt. In Tabelle 30 sind die Szenarien zusammengestellt.

Tabelle 30: Zusammenstellung der Modellszenarien für die Bewertung der unterschiedlichen Abdichtungs- und Injektionsstoffe

Abdichtungs-/ Injektionsstoff	Bauwerk			Kontakt zum Grundwasser
	Art	Größe	abgedichteter Bereich	
1	2	3	4	5
Bitumenbeschichtungen	Gebäude	Grundfläche: 10 x 10 m ²	Außenwände	Eintauchtiefe: 2 m
Ungesättigte Polyesterharze	Abwasserkanal	Durchmesser: 1,2 m Länge: 100 m	Gesamter Kanal (Inliner)	defekte Fugen
Acrylatgele	Gebäude	Grundfläche: 20 x 40 m ²	Außenwände	Eintauchtiefe: 10 m
Zementsuspensionen	Injektionssohle	20 x 40 m ²	Sohle	20 x 40 m ²
Polyurethane	Abwasserkanal	Durchmesser: 1,2 m Länge: 40 m	Fugen / Muffenverbindungen	Injizierte Fugen

Die Bodenbeschaffenheit und das Grundwassergefälle wurden aus dem Bewertungskonzept für Beton übernommen und sind in Tabelle 31 wiedergegeben. Als Dispersionslänge (longitudinal) wurden i. d. R. 3 m gewählt, nur beim Bitumen-Modell wurde aufgrund der kleineren Abmessungen 1 m angesetzt. Die Diffusionskoeffizienten im Boden wurden parameter-spezifisch gewählt.

Tabelle 31: Bodenbeschaffenheit und Grundwassergefälle

Parameter	Bauwerk
1	2
Durchlässigkeitsbeiwert k_f	10^{-4} m/s
Effektive Porosität des Bodens n_e	0,1
Grundwassergefälle i	$1 \cdot 10^{-3}$

Die Schadstoffeinträge aus den Auslaugversuchen wurden an der Oberfläche der Baustoffe in das jeweilige Modellgebiet eingetragen. Dazu wurden anhand der Daten aus dem Trogversuch Zeitfunktionen für die Auslaugrate ermittelt, während die sehr kurzzeitigen Freisetzungen im Säulenversuch durch einen einmaligen Eintrag abgebildet wurden. Da die Abdichtungsstoffe im Trogversuch bei direktem Wasserkontakt ausgelaugt werden, erfolgte hier eine Umrechnung auf die Verhältnisse im wassergesättigten Boden. Analog zum Bewertungskonzept für Beton wurde hierfür die effektive Porosität des Bodens als Umrechnungsfaktor herangezogen. Im Säulenversuch werden die Injektionsstoffe dagegen wie in der Baupraxis in den wassergesättigten Boden injiziert. Eine Umrechnung ist daher nicht erforderlich, die Freisetzung kann direkt als Schadstoffeintrag für die Simulation verwendet werden. Es wurden ausschließlich vorliegende Daten aus der Literatur und aus Materialprüfaufträgen für die Modellsimulationen verwendet. Insgesamt wurden 41 Transportsimulationen für Bitumenbeschichtungen, 11 für ungesättigte Polyesterharze, 9 für Acrylatgele, 30 für Zementsuspensionen und 7 für Polyurethane durchgeführt.

Das Transportprogramm FEFLOW 5.1 berechnet die Konzentrationen an definierten Beobachtungspunkten im Verlauf der Zeit. Diese lokalen Konzentrationen wurden räumlich gemittelt. Hierfür wurde bei den Modellgebieten für die Bitumenbeschichtungen und die Zementsuspensionen ein Bereich von 2×2 m² Größe jeweils an der Stelle der höchsten Konzentrationen im Modellgebiet gewählt. Bei der Fugenabdichtung eines Abwasserkanals (Modelle für ungesättigte Polyesterharze und Polyurethane) erfolgt die Schadstoffausbreitung rotations-symmetrisch. Daher wurde hier die mittlere Konzentration radial über eine Entfernung von 0 bis 2 m an der jeweils letzten Fuge im Modellgebiet bestimmt. Bei dem Modell für die Acrylatgele handelt es sich um ein zweidimensionales Modell, d. h. die Konzentration ist über die Höhe des Grundwasserleiters konstant. Hier wird daher wie im Betonkonzept an der ungünstigsten Stelle über eine Entfernung von 0 bis 2 m gemittelt. Diese räumlich gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentrationen wurden anschließend wie im Bewertungskonzept für Beton über einen Zeitraum von 6 Monaten gemittelt. Die so bestimmten mittleren Kontaktgrundwasserkonzentrationen müssen die Geringfügigkeitsschwellen /LAW04/ oder ggf. äquivalent abgeleitete Schwellenwerte einhalten.

Da nicht für jede bauaufsichtliche Zulassung eine Transportmodellierung durchgeführt werden soll, müssen Grenzwerte, d. h. zulässige Freisetzungen, für die Auslaugversuche abgeleitet werden. Zu diesem Zweck wurden die mittleren Kontaktgrundwasserkonzentrationen in Abhängigkeit der Gesamtfreisetzungen im Laborversuch aufgetragen. Dabei ergaben sich Geraden, die durch den Ursprung gehen. Die Steigung der Geraden ist in erster Linie charakteristisch für das Modellgebiet. In Tabelle 32 sind die Gleichungen für die hier betrachteten Auslaugszenarien zusammengestellt.

Tabelle 32: Funktionale Zusammenhänge zwischen mittlerer Kontaktgrundwasserkonzentration und Freisetzung im Auslaugversuch

Modellszenario	Gradengleichung
1	2
Bitumen-Modell	$c_m = 0,27 \cdot E_{56d}$
Modell für die ungesättigten Polyesterharze	$c_m = 0,000213 \cdot E_{56d}$
Modell für die Zementsuspensionen	$c_m = 154 \cdot E_{Säule}$
Modell für die Polyurethane	$c_m = 2,25 \cdot E_{Säule}$

c_m : zeitlich und räumlich gemittelte Kontaktgrundwasserkonzentration in $\mu\text{g/l}$

E_{56d} : Gesamtfreisetzung über einen Zeitraum von 56 Tagen im Trogversuch in mg/m^2

$E_{Säule}$: Gesamtfreisetzung im Säulenversuch in mg/kg Injektionsstoff

Für die Acrylatgele wurde keine Gradengleichung abgeleitet, da die Ergebnisse zeigten, dass eine Bewertung der Acrylatgele mit dem vorgeschlagenen Modellszenario nicht sinnvoll ist. Es wurden Überschreitungen der Geringfügigkeitsschwelle für den Parameter Sulfat festgestellt. Daher muss darüber entschieden werden, ob diese Überschreitung toleriert werden kann und wie dann ggf. die Bewertung erfolgen kann. Des Weiteren wurden sehr hohe TOC-Konzentrationen berechnet. Für TOC gibt es keinen Grenzwert, es muss jedoch damit gerechnet werden, dass umweltrelevante organische Substanzen (z. B. Triethanolamin) in umweltrelevanten Konzentrationen im Grundwasser auftreten. Bei dem ausgewählten Modellgebiet handelt es sich um einen sehr ungünstigen und unwahrscheinlichen Anwendungsfall. Daher wurde eine Beispielsimulation mit einem realistischeren Szenario durchgeführt: Das Hauptanwendungsgebiet von Acrylatgelen ist die Verpressung einer einzelnen Außenwand eines Wohngebäudes mit schadhafter bituminöser Abdichtung. Für diese Simulation wurde daher das Modellgebiet für Bitumen ausgewählt. Der TOC-Eintrag erfolgte an der im Fließschatten gelegenen Wand. Für den TOC-Eintrag wurde das Acrylatgel mit der höchsten TOC-Freisetzung ausgewählt. Es zeigte sich, dass die zeitlich und räumlich gemittelte TOC-Konzentration in diesem Modellszenario um den Faktor 7,4 geringer ausfällt.

Es wurde jedoch immer noch eine mittlere Kontaktgrundwasserkonzentration von über 500 mg/l berechnet. Die Geringfügigkeitsschwelle für Sulfat wird in diesem Modellgebiet eingehalten. Es muss abgewogen werden, ob die bisherige Vorgehensweise bei der Modellierung beibehalten werden soll, oder ob doch biologische und chemische Abbauprozesse für die organischen Stoffe Berücksichtigung finden sollen. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund der nachgewiesenermaßen guten biologischen Abbaubarkeit der Inhaltsstoffe des Acrylatgels zu sehen. Werden die Abbauprozesse vernachlässigt, so ist es absehbar, dass Acrylatgele die strengen Vorgaben zum Grundwasserschutz nicht erfüllen werden.

Für die Bitumenbeschichtungen, die ungesättigten Polyesterharze, die Zementsuspensionen und die Polyurethane können anhand der Gradengleichungen aus Tabelle 32 zulässige Freisetzungen für beliebige Schadstoffe berechnet werden:

$$\text{zul E} = \text{GFS} / m \quad (11)$$

zul E: zulässige Gesamtfreisetzung im Versuch (zul E_{56d} in mg/m² bzw. $E_{\text{Säule}}$ in mg/kg)

GFS: Geringfügigkeitsschwelle in µg/l

m: Steigung der Geradengleichung aus Tabelle 32

Für die betrachteten umweltrelevanten Stoffe wurden die zulässigen Freisetzungen ermittelt und den maximalen Versuchsergebnissen gegenübergestellt. Bei den Polyurethanen lagen nur Daten für den TOC und für aromatische Amine vor. Die anderen untersuchten Stoffe (Phenole, Kohlenwasserstoffe und LHKW) waren im Säulenversuch nicht nachweisbar. Da für TOC und für aromatische Amine keine GFS existieren, kann die Kontaktgrundwasserkonzentration nicht bewertet werden.

Bei den Bitumenbeschichtungen lagen die Freisetzungen an PAK, BTEX-Aromaten, Chlorid und Sulfat deutlich unter den zulässigen Werten liegen, allerdings wurde für Phenole der zulässige Wert in drei Fällen überschritten.

Bei den ungesättigten Polyesterharzen wurden die zulässigen Freisetzungen der BTEX-Aromaten um einen Faktor von 50 unterschritten. Die Beeinflussung der Grundwasserqualität durch PAK war noch wesentlich geringer. Dieser Parameter muss bei Kanalsanierungsmitteln aus Polyesterharzen nicht untersucht werden. Bei den BTEX-Aromaten und bei Styrol ist in den zugrunde liegenden Trogversuchen eine Ausgasung vor Versuchsbeginn und während des Trogversuchs aufgetreten. Dies ist beim Einsatz des Baustoffs als Kanalsanierungsmittel nicht der Fall, da das Produkt im Kontakt mit dem Grundwasser aushärtet. Es ist davon auszugehen, dass bei realistischen Randbedingungen höhere Styrol- und BTEX-Freisetzungen auftreten werden. Dies ist im Rahmen weiterführender Forschungsarbeiten zu überprüfen. Weiterhin ist beim Umgang mit ungesättigten Polyesterharzen zu beachten, dass in Einsatzgebieten mit großflächigerem Kontakt zum Grundwasser deutlich höhere BTEX- und Styrol-Konzentrationen auftreten werden.

Bei den Zementsuspensionen wurden die zulässigen Freisetzungen für Sulfat, Chrom, Kupfer und Vanadium überschritten. Nur die zulässigen Chlorid- und Molybdän-Freisetzungen wurden eingehalten. Hierbei ist zu beachten, dass die Versuche i. d. R. direkt nach der Injektion gestartet wurden. Die Fließgeschwindigkeit im Versuch gibt die Bedingungen in der Praxis nicht wieder. Daher sollte für den Versuch eine Aushärtezeit vorgegeben werden. Eine Zementsuspension wurde zusätzlich nach 24 Stunden Aushärtezeit geprüft. Hier lagen die Freisetzungen bei allen Parametern unterhalb der zulässigen Werte. Weiterhin muss eine Konvention für den für die Auslaugung wirksamen Bereich der Injektionssohle getroffen werden. Hier wurden 100 mm angenommen, dies ist möglicherweise zu hoch gewählt. Grundsätzlich ist anzumerken, dass eine Injektionssohle aus Zementsuspension ein anderes Auslaugverhalten aufweist als die Suspension im Säulenversuch. Die Freisetzung wird ähnlich wie bei Beton über einen längeren Zeitraum erfolgen und mit einer deutlich geringeren Auswaschung zu Beginn der Auslaugung verbunden sein. Insofern stellt das hier beschriebene Bewertungskonzept auf Basis des Säulenversuchs eine Konvention dar und bildet nicht die realen Verhältnisse ab.

Für dieses Forschungsprojekt wurden von der Deutschen Bauchemie, dem Hygiene-Institut Gelsenkirchen und dem DIBt Ergebnisse von Auslaugversuchen zur Verfügung gestellt. Die Autoren bedanken sich für die gute Zusammenarbeit.

6 LITERATUR

- /Ber10/ Berger Bau- und Fassadenbetrieb GmbH: Schleierinjektionen mit KB-PUR® Gel. <http://www.berger-bau-fassade.de/trockenlegung.html>
- /Bra04/ Brameshuber, W. ; Vollpracht, A.: Konzept zur Bewertung des Auslaugverhaltens mineralischer Baustoffe/körper durch Sicker- und Kontaktgrundwasserprognose – Teil 2: Bestimmung der Quellstärke für Boden und Grundwasser in Kontakt mit Betonfundamenten und Bodeninjektionen. Aachen : Institut für Bauforschung, 2004. - Forschungsbericht Nr. F 645
- /Bra05/ Brameshuber, W. ; Vollpracht, A.: Modellrechnungen zur Untersuchung der Auswirkungen der neuen LAWA-Regelungen auf die Bewertung der Umweltverträglichkeit von Beton. Aachen : Institut für Bauforschung, 2005. – Forschungsbericht Nr. F 909
- /Bra07/ Brameshuber, W. ; Vollpracht, A.: Erarbeitung eines Bewertungskonzeptes zur Auslaugung aus Frischbeton. Aachen : Institut für Bauforschung, RWTH Aachen University, 2007. - Forschungsbericht Nr. F 944
- /Bra09/ Brameshuber, W. ; Vollpracht, A.: Untersuchungen zum Auslaugverhalten von Abdichtungs- und Injektionsstoffen. Aachen: Institut für Bauforschung, RWTH Aachen University, 2009. - Forschungsbericht Nr. F 7048
- /DAf05/ Deutscher Ausschuß für Stahlbeton: Bestimmung der Freisetzung anorganischer Stoffe durch Auslaugung aus zementgebundenen Baustoffen (Ausgabe April 2005 Entwurf). Berlin : Deutscher Ausschuss für Stahlbeton
- /DIB07/ Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt): Grundsätze zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser – Teil II: Bewertungskonzept für spezielle Bauprodukte – Kapitel: Kanalsanierungsmittel. Entwurf September 2007, unveröffentlicht
- /DIB08/ Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt): Grundsätze zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser – Teil II: Bewertungskonzept für spezielle Bauprodukte – Kapitel: Betonausgangsstoffe und Beton. Mai 2008
- /DIB09a/ Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt): Grundsätze zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser – Teil I: Allgemeines Bewertungskonzept. In: DIBt Mitteilungen 40 (2009), Nr. 4, S. 116-134
- /DIB09b/ Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt): Grundsätze zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser – Teil II: Bewertungskonzept für spezielle Bauprodukte – Kapitel: Schleierinjektionen. Entwurf April 2009, unveröffentlicht

- /Gru98/ Grunder, H. Th. ; Lühr, H.-P.: Vergleichende Versuche zur Eluatgewinnung für die ökotoxikologische Beurteilung von Rohrmuffensanierungsprodukten. Berlin : Institut für wassergefährdende Stoffe an der Technischen Universität Berlin (IWS), 1998
- /Hen07/ Henzler, R. ; Grathwohl, P.: PAK-Freisetzung aus verfestigten Recyclingbauprodukten und mineralischen Abfällen. In: Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie (2007) 12, S. 292-300
- /Hoh03/ Hohberg, I.: Charakterisierung, Modellierung und Bewertung des Auslaugverhaltens umweltrelevanter, anorganischer Stoffe aus zementgebundenen Baustoffen. Aachen, Technische Hochschule, Fachbereich 3, Diss., 2002 = Berlin : Beuth. - In: Schriftenreihe des Deutschen Ausschusses für Stahlbeton (2003), Nr. 542
- /Kin95/ Kinzelbach, W. ; Rausch, R.: Grundwassermodellierung. Eine Einführung mit Übungen. Stuttgart : Borntraeger, 1995
- /LAW04/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Unterausschuss „Geringfügigkeitsschwellen“: Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser. Dez.2004 (verfügbar unter www.lawa.de)
- /Med98/ Mederer, J. ; et al: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe: Geologisches Jahrbuch: UAG "Hintergrundwerte" der Ad-hoc-AG Geochemie Statusbericht Dezember 1996. Stuttgart : Schweizert'sche Verlagsbuchhandlung. - In: Informationen aus den Bund/Länder-Arbeitsgruppen der Staatlichen Geologischen Dienste Reihe G (1998), Nr. 6
- /Ste92/ Stein, D. ; Lühr, H.-P. ; Grunder, H. Th. ; Gersum, F.: Entwicklung und Erprobung umweltfreundlicher Injektionsmittel und –verfahren zur Behebung örtlich begrenzter Schäden und Undichtigkeiten in Kanalisationen unter Berücksichtigung des Gewässerschutzes. Bochum und Berlin : Arbeitsgruppe Leitungsbau und Leitungsinstandhaltung der Ruhr-Universität Bochum in Zusammenarbeit mit dem Institut für wassergefährdende Stoffe an der Technischen Universität Berlin (IWS), 1992

Tabelle A1: Kumulative Freisetzung umweltrelevanter Substanzen aus Abdichtungsstoffen auf Bitumenbasis im Trogversuch – Daten vom Hygiene-Institut Gelsenkirchen

Parameter		Einheit	Probe Bit1			Probe Bit2					
1		2	3	4	5	6	7	8			
Probenoberfläche		m ²	0,13			0,14					
Elutionsvolumen		l	3,6			2,8					
Wasserwechsel		d	1	4	8	1	3	7			
Kon- zen- tra- tionen	TOC	mg/l	2,3	0,4	0,4	1,0	0,9	0,9			
	Phenolindex		< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,007	0,018	0,010			
	PAK	µg/l	0,054	0,048	0,063	0,013	< 0,005	< 0,005			
	Anthracen		0,001	0,002	0,017	n. b.					
	Fluoranthen		0,007	0,004	0,000						
	Pyren		0,002	0,003	0,025						
	Benz(a)anthracen		0,001	0,004	0,003						
	Chrysen		0,027	0,027	0,012						
	7,12 Dimethylbenz(a)anthracen		0,001	0,001	0,001						
	Benzo(k)fluoranthen		0,001	0,001	0,001						
	Benzo(b)fluoranthen		0,003	0,001	0,000						
	Dibenz(a,h)anthracen		0,006	0,001	0,001						
	Benzo(a)pyren		0,003	0,002	0,001						
	Perylen		0,001	0,001	0,001						
	Benzo(g,h,i)perylene		0,001	0,001	0,001						
berech- nete Freiset- zungen	TOC		mg/m ²	63,7	74,8				85,8	20,0	38,0
	Phenolindex	< 0,28		< 0,55	< 0,83				0,14	0,50	0,70
	PAK	µg/m ²	1,5	2,8	4,6	0,26	< 0,36	< 0,46			
	Anthracen		0,028	0,083	0,554	n. b.					
	Fluoranthen		0,194	0,305	0,305						
	Pyren		0,055	0,138	0,831						
	Benz(a)anthracen		0,028	0,138	0,222						
	Chrysen		0,748	1,495	1,828						
	7,12 Dimethylbenz(a)anthracen		0,028	0,055	0,083						
	Benzo(k)fluoranthen		0,028	0,055	0,083						
	Benzo(b)fluoranthen		0,083	0,111	0,111						
	Dibenz(a,h)anthracen		0,166	0,194	0,222						
	Benzo(a)pyren		0,083	0,138	0,166						
	Perylen		0,028	0,055	0,083						
	Benzo(g,h,i)perylene		0,028	0,055	0,083						

n. b. nicht bestimmt

Tabelle A2: Kumulative Freisetzung umweltrelevanter Substanzen aus Beschichtungs- und Kanalsanierungsstoffen auf Epoxidharzbasis im Trogversuch – Daten vom Hygiene-Institut Gelsenkirchen

Parameter		Einheit	Probe E5		
1		2	3	4	5
Probenoberfläche		m ²	0,254		
Elutionsvolumen		l	2,7		
Wasserwechsel		d	1	3	7
Konzentrationen	TOC	mg/l	5,6	4,6	5,5
	Formaldehyd		< 0,1	< 0,1	< 0,1
	prim. arom. Amine	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	Bisphenol A		n. b.	n. b.	4
	BADGE / BFDGE		1	n. b.	5
	Epichlorhydrin		< 0,05	< 0,05	< 0,05
berechnete Freisetzungen	TOC	mg/m ²	60	108	167
	Formaldehyd		< 1,1	< 2,1	< 3,2
	prim. arom. Amine	µg/m ²	< 1	< 2	< 3
	Bisphenol A		n. b.	n. b.	43
	BADGE / BFDGE		11	n. b.	64
	Epichlorhydrin		< 0,5	< 1,1	< 1,6

n. b. nicht bestimmt

Tabelle A3: Kumulative Freisetzung umweltrelevanter Substanzen aus Beschichtungs- und Kanalsanierungsstoffen auf Polyurethanbasis im Trogversuch – Daten vom Hygiene-Institut Gelsenkirchen

Bezeichnung	Probenoberfläche	Elutionsvolumen	Wasserwechsel	Konzentrationen				berechnete Freisetzungen			
				TOC	Formaldehyd	Phenolindex	prim. arom. Amine	TOC	Formaldehyd	Phenolindex	prim. arom. Amine
-	m ²	l	d	mg/l				µg/l			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
P3	0,272	3,0	1*	5	< 0,1	< 0,005	< 0,3	50	< 1	< 0,05	< 0,003
			4	0,82	< 0,14	< 0,005	< 0,3	59	< 2,5	< 0,11	< 0,006
			7	0,3	< 0,14	< 0,005	< 0,3	62	< 4	< 0,17	< 0,009
			10	0,27	< 0,14	< 0,005	< 0,3	65	< 5,5	< 0,23	< 0,012
P4	0,34	3,46	1*	28	< 0,1	< 0,005	< 15	280	< 1	< 0,05	< 0,15
			4	29	< 0,3	< 0,006	< 18	571	< 4	< 0,11	< 0,33
			7	18	< 0,3	< 0,006	< 18	751	< 7	< 0,17	< 0,51
			10	18	< 0,3	< 0,006	< 18	931	< 10	< 0,23	< 0,69
P5	0,173	2,55	1	3	< 0,007	0,01	37	40	< 0,1	0,15	0,54
			3	1,4	< 0,014	< 0,007	< 7	60	< 0,3	< 0,25	< 0,64
			7	1,5	< 0,027	< 0,014	< 14	83	< 0,7	< 0,45	< 0,84

* Wasser aus der Vorlagerung

Tabelle A4: Kumulative Freisetzung umweltrelevanter Substanzen aus sonstigen Kanalsanierungsmitteln im Trogversuch – Daten vom Hygiene-Institut Gelsenkirchen

Parameter		Einheit	Silikatharz Probe S 1			Partliner auf Methacrylatbasis Probe M1		
1		2	3	4	5	6	7	8
Probenoberfläche		m ²	0,3377			0,1664		
Elutionsvolumen		l	3,15			3,3		
Wasserwechsel		d	1	2	4	3	6	9
Kon- zentra- tionen	TOC	mg/l	84	74	103	0,2	0,2	< 0,1
	Arsen		n. b.	n. b.	n. b.	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	Blei					< 0,001	< 0,001	< 0,001
	Cadmium					< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	Chrom					< 0,001	< 0,001	< 0,001
	Nickel					< 0,001	< 0,001	< 0,001
	Quecksilber					< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	Kupfer					< 0,01	< 0,01	< 0,01
	Zink					< 0,01	< 0,01	< 0,01
	Thallium					< 0,001	< 0,001	< 0,001
berech- nete Freiset- zungen	TOC	mg/m ²				784	1474	2435
	Arsen		n. b.	n. b.	n. b.	< 0,02	< 0,04	< 0,06
	Blei					< 0,02	< 0,04	< 0,06
	Cadmium					< 0,002	< 0,004	< 0,006
	Chrom					< 0,02	< 0,04	< 0,06
	Nickel					< 0,02	< 0,04	< 0,06
	Quecksilber					< 0,002	< 0,004	< 0,006
	Kupfer					< 0,20	< 0,40	< 0,59
	Zink					< 0,20	< 0,40	< 0,59
	Thallium					< 0,02	< 0,04	< 0,06

n. b. nicht bestimmt

Tabelle A5: Kumulative Freisetzung umweltrelevanter Substanzen aus kunststoffmodifizierten Bitumenbeschichtungen im Trogversuch – Daten der Deutschen Bauchemie

Bezeichnung	Probenoberfläche	Elutionsvolumen	Wasserwechsel	Konzentrationen			berechnete Freisetzungen		
				TOC	Phenolindex	PAK	TOC	Phenolindex	PAK
-	m ²	l	d	mg/l		µg/l	mg/m ²		µg/m ²
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
KMB1	0,310	2,90	1	5	0,10	0,038	49	0,94	0,36
			4	8	0,12	0,075	123	2,06	1,06
			8	4	0,10	0,027	161	2,99	1,31
KMB4	0,0864	3,46	1	16	< 0,01	0,086	641	< 0,40	3,44
			3	16	< 0,01	0,130	1281	< 0,80	8,65
			7	32	< 0,01	0,118	2563	< 1,20	13,38
KMB6	0,144	2,73	1	174	< 0,02	< 0,02	3299	< 0,38	< 0,38
			3	85	< 0,02	< 0,02	4910	< 0,76	< 0,76
			7	54	< 0,02	< 0,02	5934	< 1,14	< 1,14
KMB7	0,0864	3,46	1	4	< 0,01	0,045	164	< 0,40	1,80
			3	4	< 0,01	0,028	328	< 0,80	2,92
			7	5	< 0,01	0,048	509	< 1,20	4,85
KMB8	0,144	2,60	1	36	0,02	0,09	650	0,36	1,63
			4	10	< 0,01	0,09	831	< 0,45	3,25
			8	10	< 0,01	0,08	1002	< 0,54	4,69
KMB9	0,216	2,56	1	6	n. b.	< 0,005	70	n. b.	< 0,06
			3	2		< 0,005	91		< 0,12
			7	3		< 0,005	127		< 0,18
KMB10	0,147	2,80	1	62	0,08	n. b.	1181	1,43	n. b.
			4	39	0,03		1924	2,00	
			7	26	0,02		2419	2,38	
KMB11	0,307	3,20	1	35	0,30	0,45	360	3,13	4,69
			4	71	0,70	0,15	1100	10,42	6,25
			8	31	0,30	0,03	1423	13,55	6,57

Tabelle A5: Fortsetzung

Bezeichnung	Probenoberfläche	Elutionsvolumen	Wasserwechsel	Konzentrationen			berechnete Freisetzungen		
				TOC	Phenolindex	PAK	TOC	Phenolindex	PAK
-	m ²	l	d	mg/l		µg/l	mg/m ²		µg/m ²
1	2	3	4				5	6	7
KMB12 ¹⁾	0,237	2,30	1	5,5	< 0,01	< 0,005	53	< 0,10	< 0,05
			2	4,5	< 0,01	< 0,005	97	< 0,19	< 0,10
			3	4,4	< 0,01	< 0,005	140	< 0,29	< 0,15
KMB13 ²⁾	0,130	3,50	4	0,2	< 0,01	0,020	5	< 0,27	0,54
			7	< 0,1	< 0,01	0,010	< 8	< 0,54	0,81
			10	< 0,1	< 0,01	< 0,013	< 11	< 0,81	< 1,16
KMB14	0,1404	3,30	3	13	1,20	0,272	296	28,21	6,39
			6	8	0,75	0,065	475	45,83	7,92
			9	6	0,70	0,032	604	62,29	8,67
KMB15 ³⁾	0,147	2,70	1	49	0,012	0,07	900	0,22	1,29
			3	22	0,012	0,02	1304	0,44	1,65
			7	22	< 0,005	0,02	1708	< 0,53	2,02
KMB16 ⁴⁾	0,2117	2,40	1	7,4	< 0,01	n. b.	84	< 0,11	n. b.
			2	2,0	< 0,01		107	< 0,23	
			3	1,5	< 0,01		124	< 0,34	
KMB18	0,144	2,86	1	65	1,1	< 0,02	1291	21,85	< 0,40
			3	34	0,3	< 0,02	1966	27,81	< 0,79
			7	1	0,1	< 0,02	1986	29,79	< 1,19
KMB19	0,147	2,70	1	26	0,02	0,30	478	0,28	5,51
			3	30	0,01	0,05	1029	0,53	6,43
			7	28	0,01	0,01	1543	0,77	6,61

1) Produkt ist identisch mit der Bitumendickbeschichtung B3 aus Abschnitt 3.2.5

2) Datensatz wurde nicht verwertet, da zu viele Werte unter der Nachweisgrenze

3) Produkt ist identisch mit der Bitumendickbeschichtung B4 aus Abschnitt 3.2.5

4) Produkt ist identisch mit der Bitumendickbeschichtung B2 aus Abschnitt 3.2.5

n. b.: nicht bestimmt

Tabelle A6: Versuchsbedingungen beim inversen Säulenversuch –
Daten vom Hygiene-Institut Gelsenkirchen und aus /Bra04/

Baustoff		Versuchssand	Probeneinbringung	Versuchsbeginn	Volumen des Baustoffs beim Einbau	Probekörpervolumen
1		2	3	4	5	6
Acrylatgel	A 1	Normsand	Injektion in vollständig befüllte Säule	3 min nach Injektion	1 l	2,8 l
Zementsuspensionen	ZSP a	Normsand	Einbringung in halb befüllte Säule, dann Auffüllen der Säule	sofort nach Injektion	1 l	2,8 l
	ZSP b	0,09 / 0,25 mm		sofort nach Befüllen		1 l
	ZSP c	0,09 / 0,25 mm				
	ZSP d	0,09 / 0,5 mm				
	ZSP e	0,09 / 0,5 mm				
Weichgel*	W1	Feinsand	Injektion in vollständig befüllte Säule	24 h nach Injektion	1 l	
Polyurethan	PU 1	0,09 / 0,25 mm	Injektion in vollständig befüllte Säule	sofort nach Injektion	0,4 l nach Aufschäumen ca. 1 l	nicht angegeben

* Natriumwasserglas mit Natriumaluminat als Härter

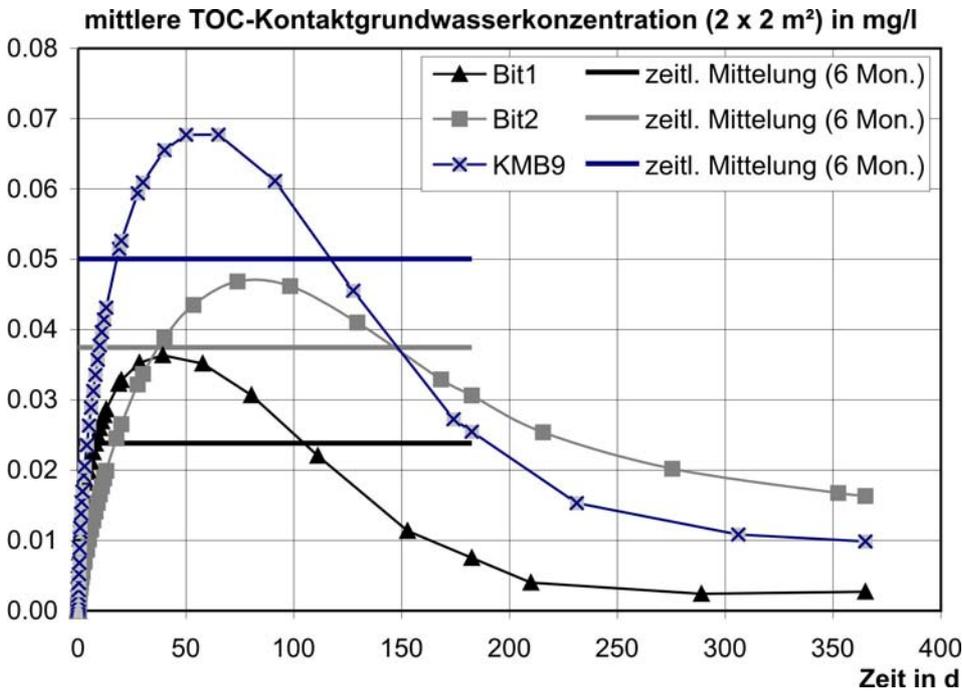


Bild B1: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen Bit1, Bit2 und KMB9 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

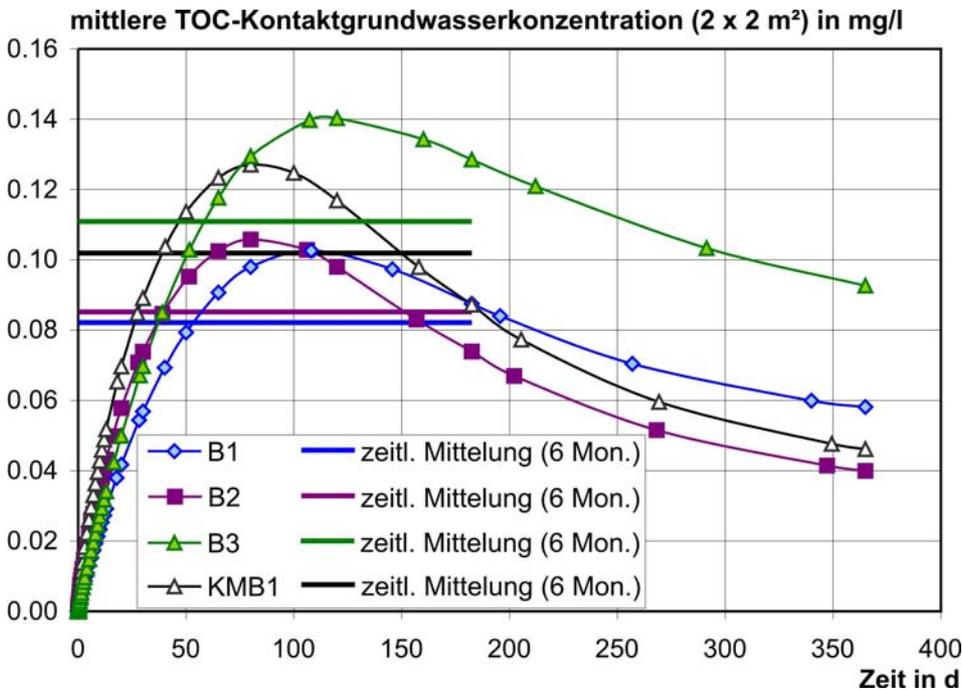


Bild B2: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen B1, B2, B3 und KMB1 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

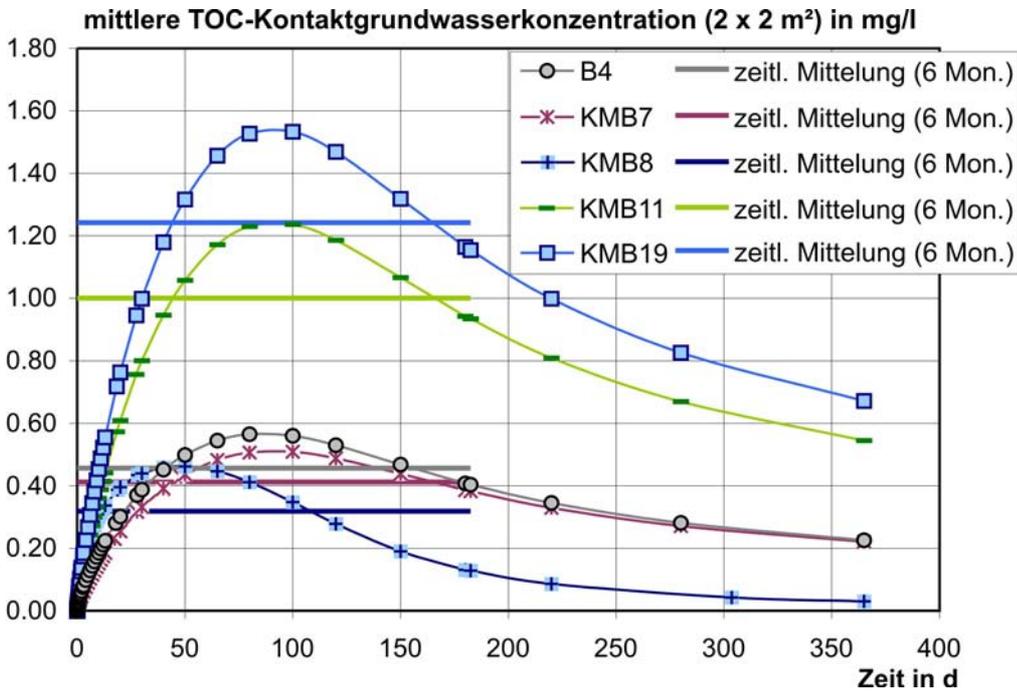


Bild B3: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen B4, KMB7, KMB8, KMB11 und KMB19 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

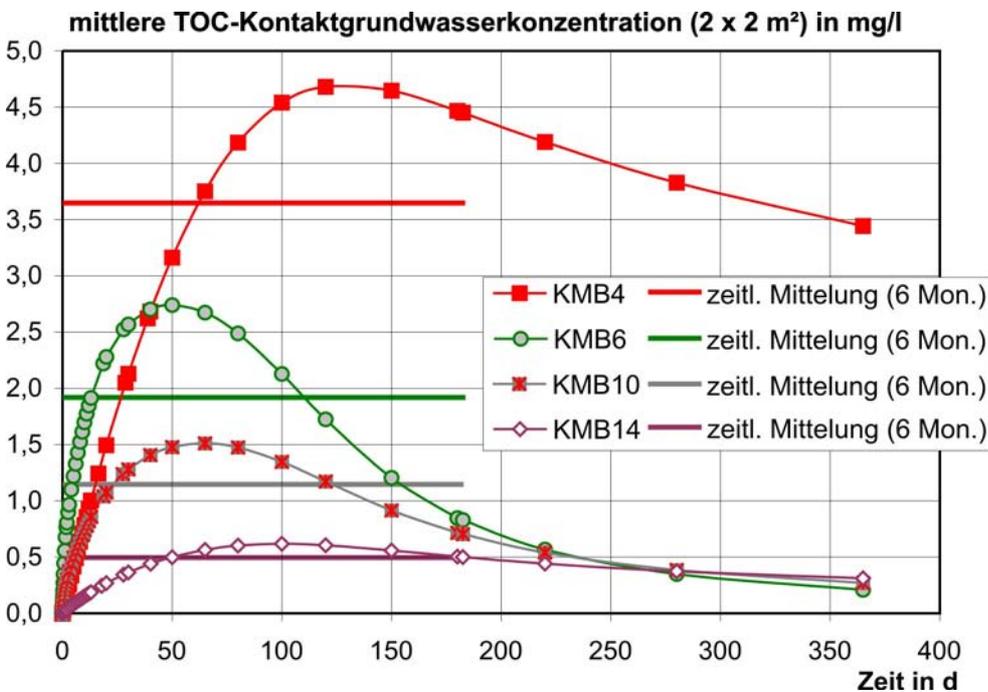


Bild B4: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen KMB4, KMB6, KMB10 und KMB14 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

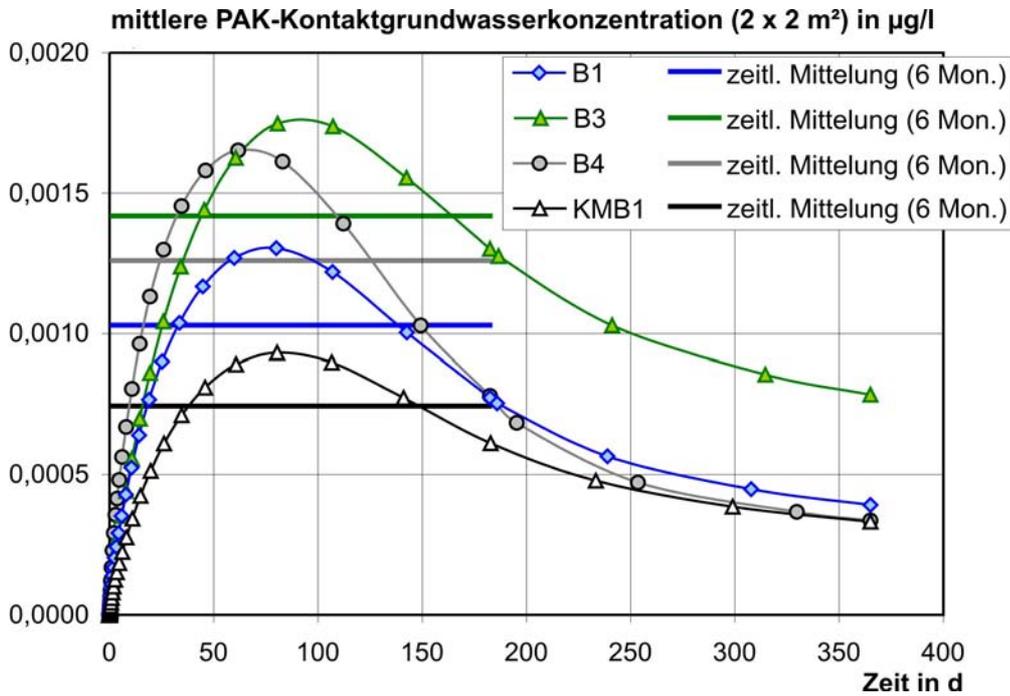


Bild B5: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten PAK-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen B1, B3, B4 und KMB1 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

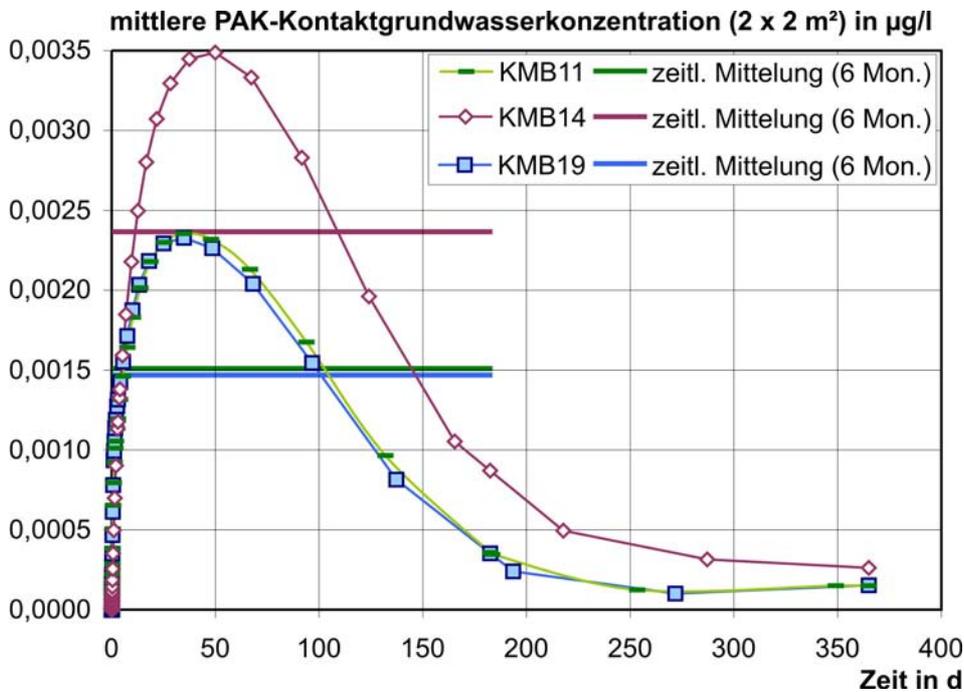


Bild B6: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten PAK-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen KMB11, KMB14 und KMB19 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

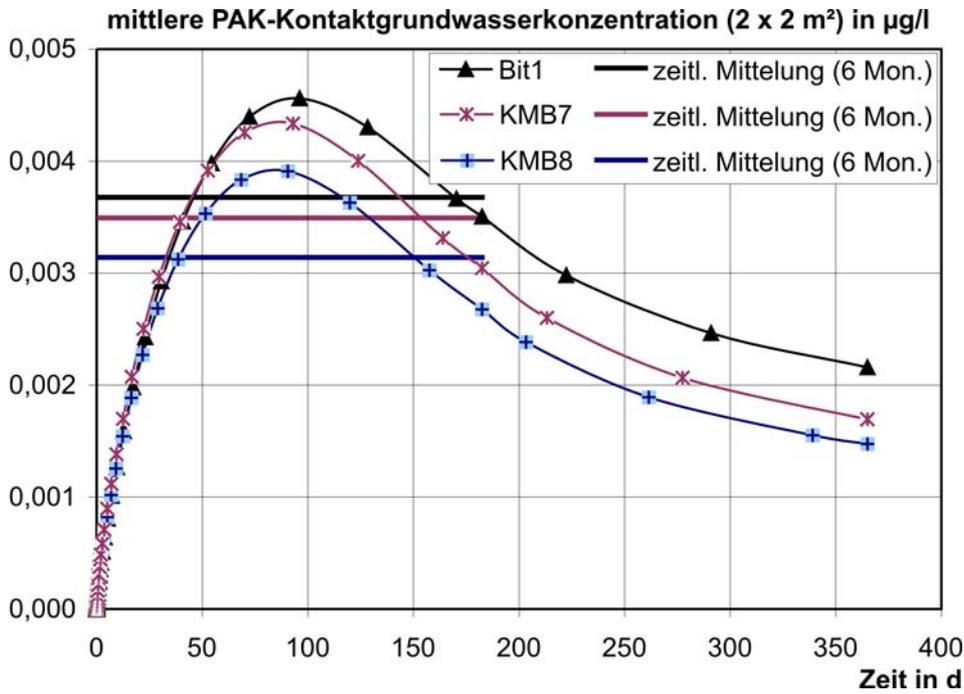


Bild B7: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten PAK-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen Bit1, KMB7 und KMB8 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

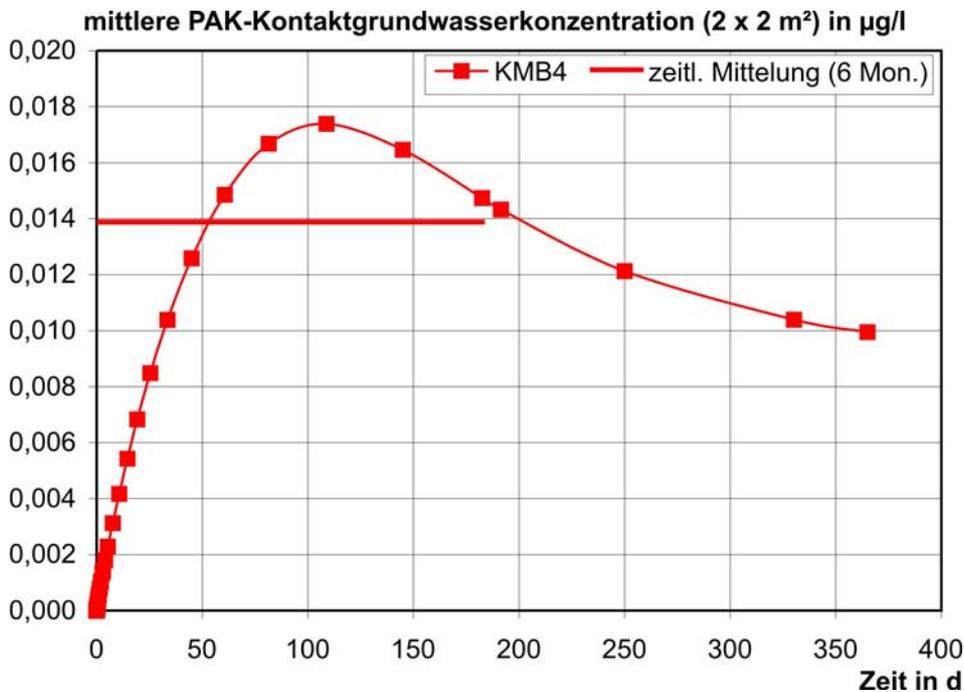


Bild B8: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten PAK-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtung KMB4 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

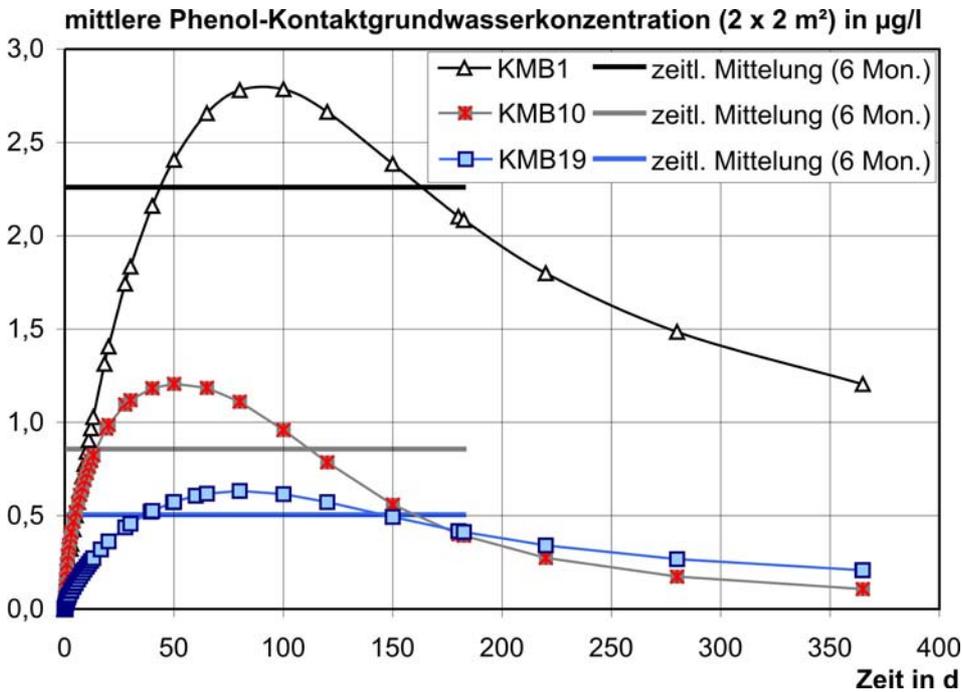


Bild B9: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Phenol-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen KMB1, KMB10 und KMB19 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

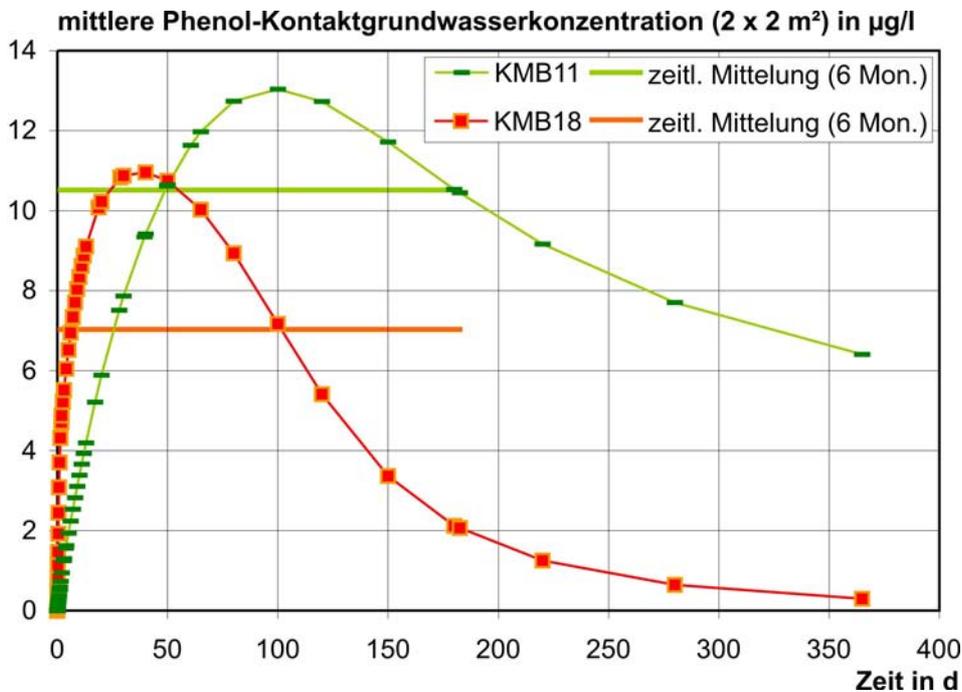


Bild B10: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Phenol-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen KMB11 und KMB18 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

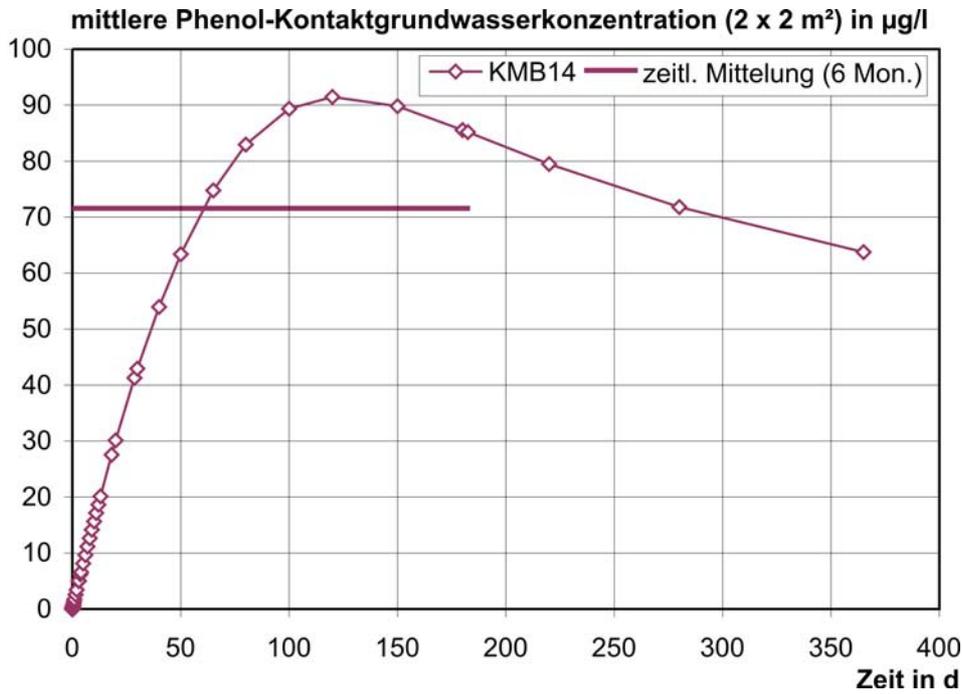


Bild B11: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Phenol-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtung KMB14 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

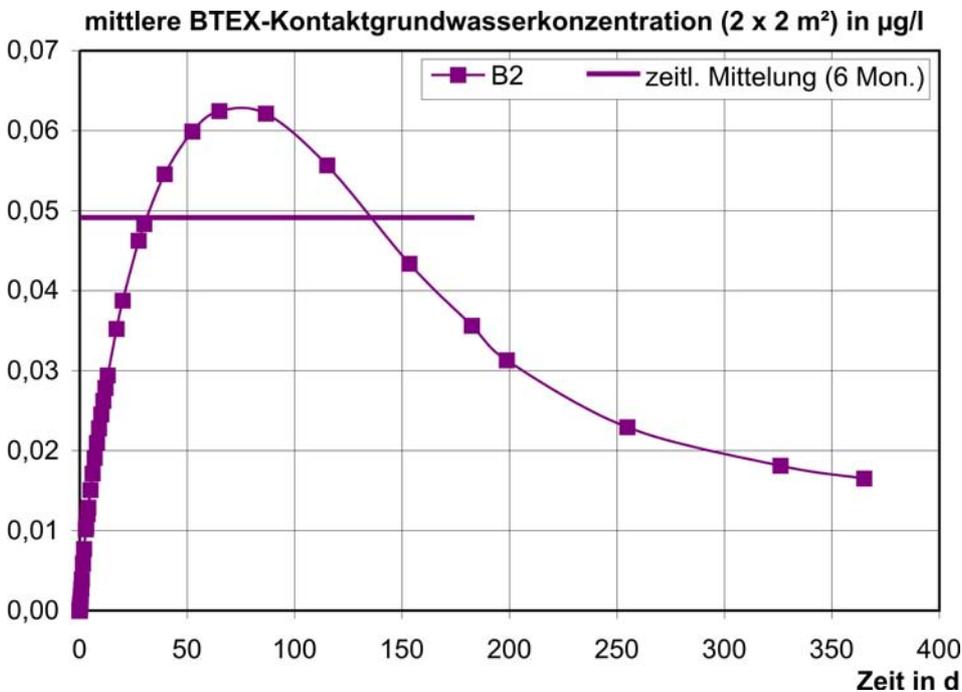


Bild B12: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten BTEX-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtung B2 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

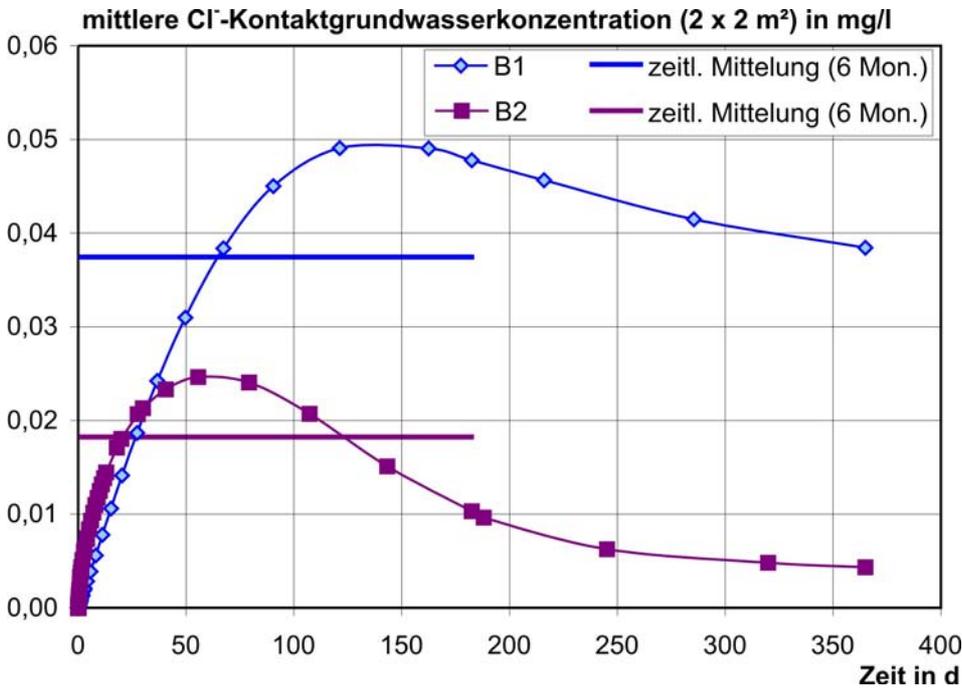


Bild B13: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Chlorid-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen B1 und B2 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

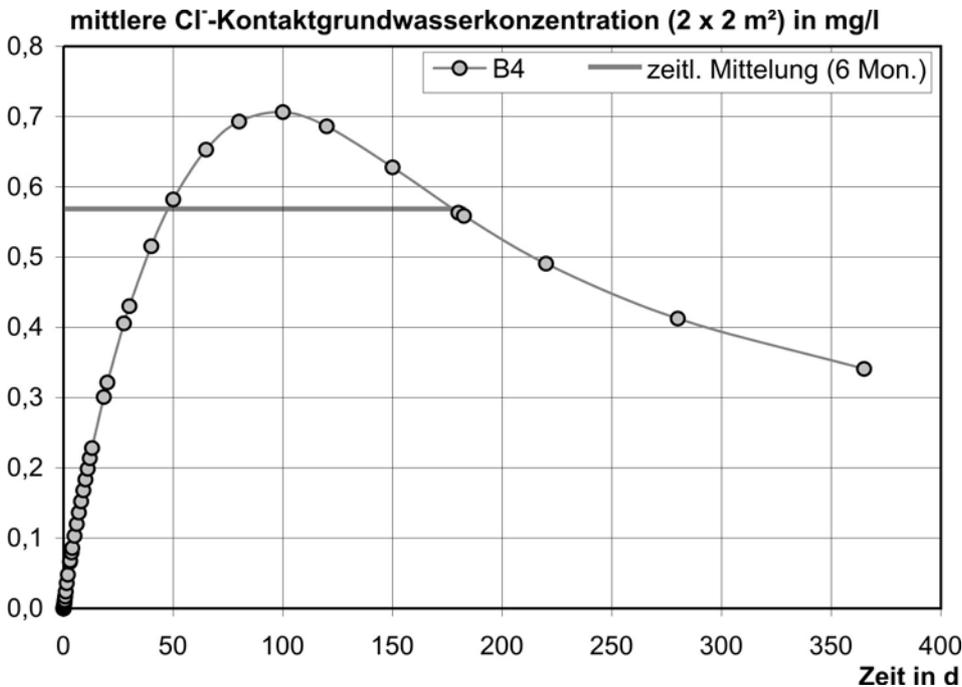


Bild B14: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Chlorid-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtung B4 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

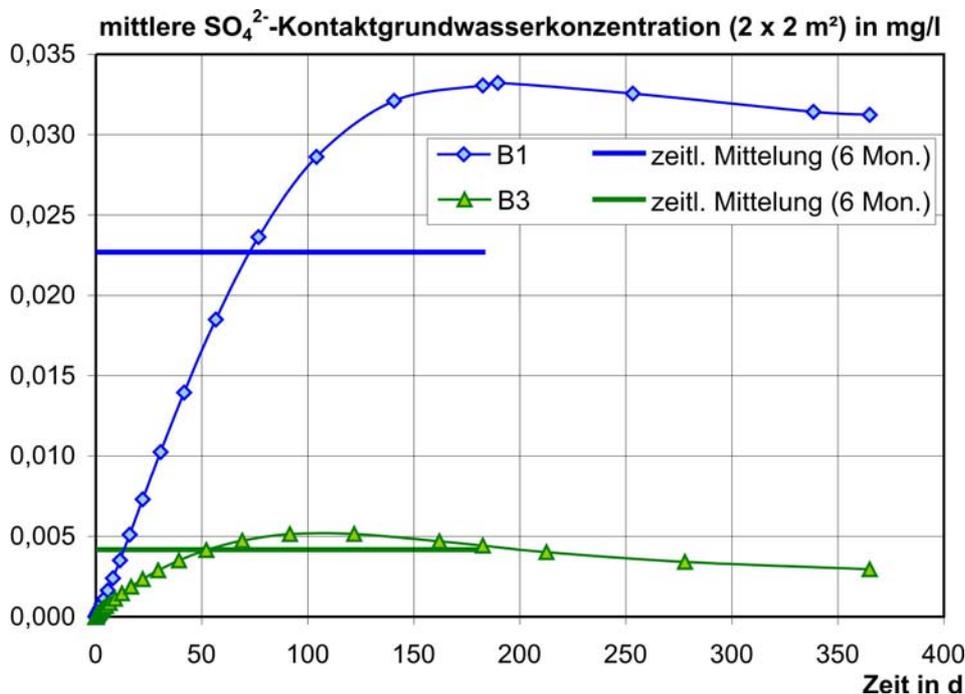


Bild B15: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Sulfat-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen B1 und B3 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

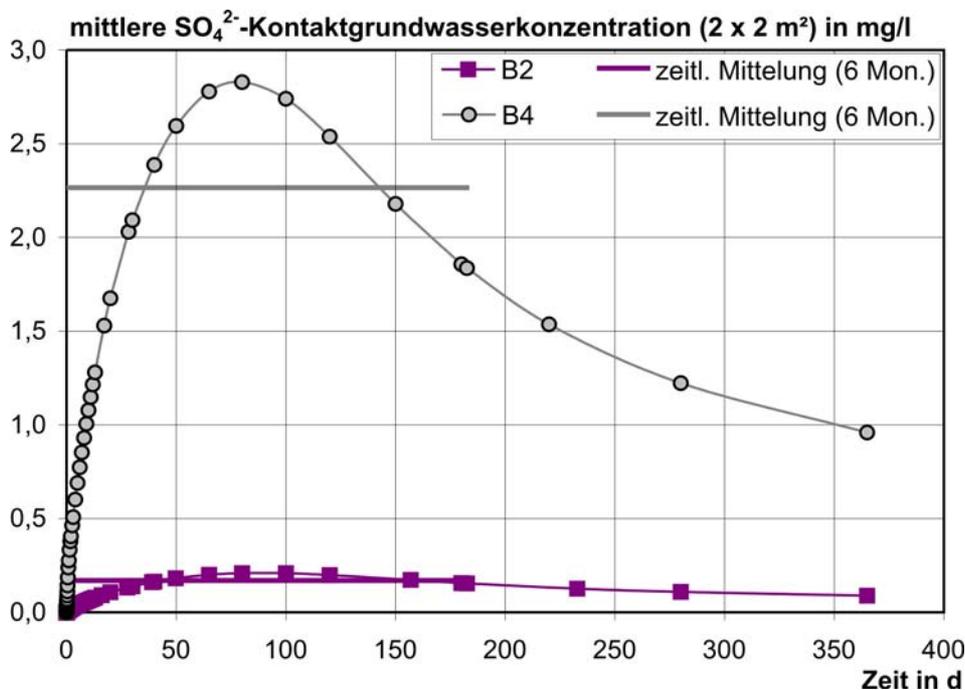


Bild B16: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Sulfat-Kontaktgrundwasserkonzentration der Bitumenbeschichtungen B2 und B4 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

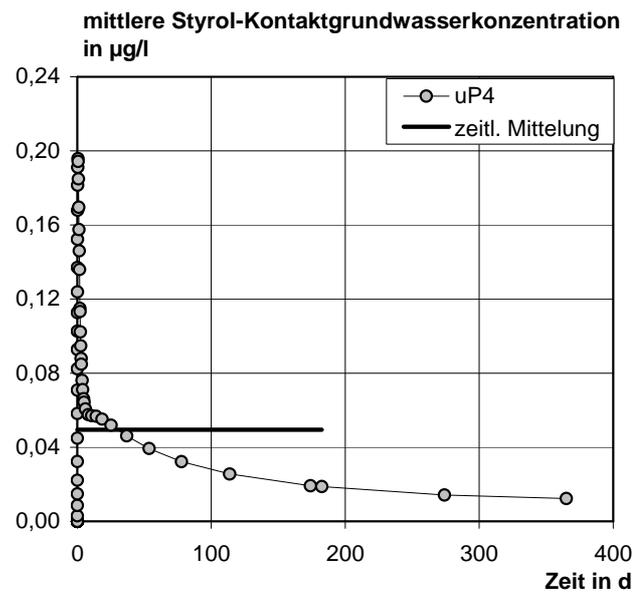
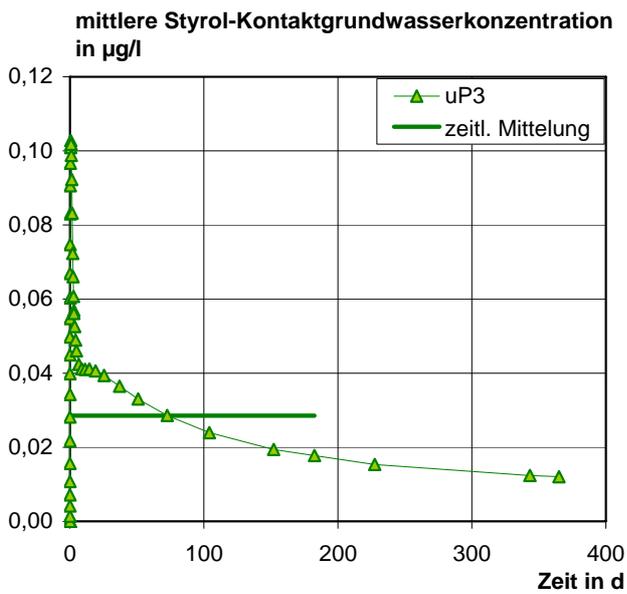
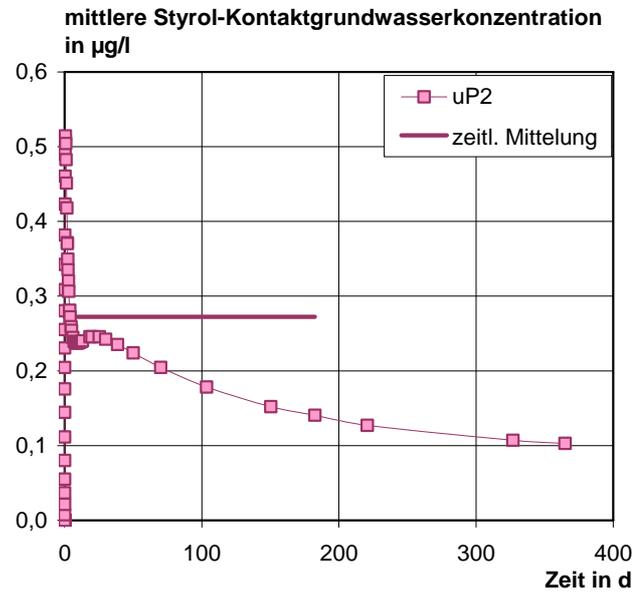
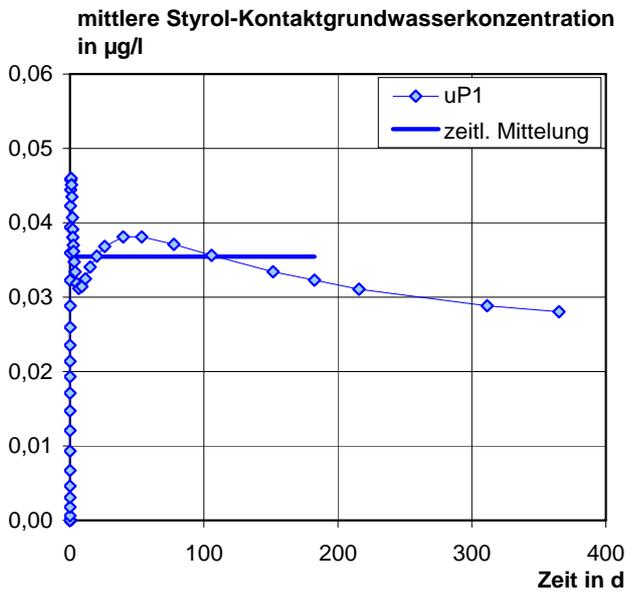


Bild B17: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Styrol-Kontaktgrundwasserkonzentration der ungesättigten Polyesterharze und zeitliche Mittelung über 6 Monate

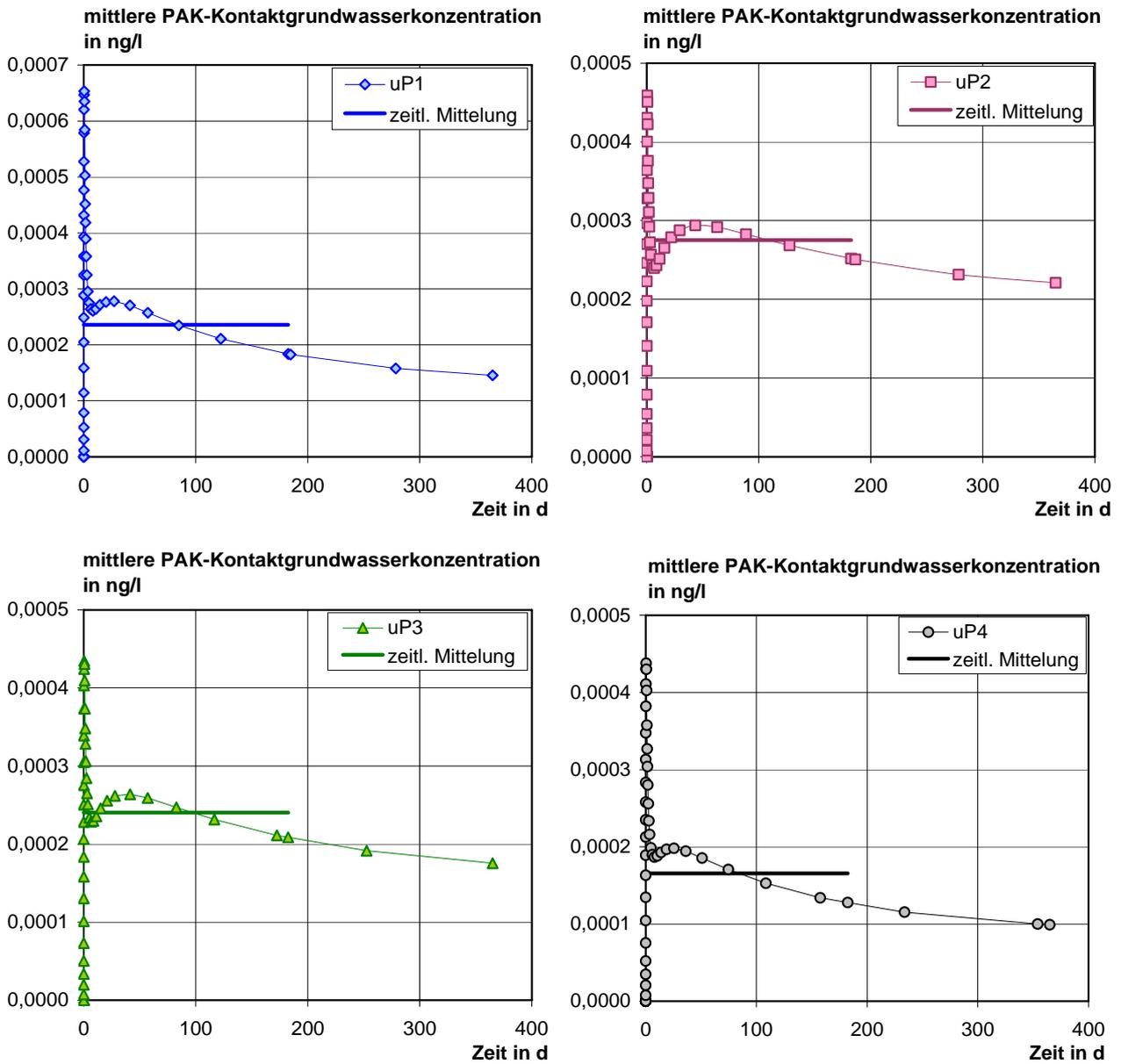


Bild B18: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten PAK-Kontaktgrundwasserkonzentration der ungesättigten Polyesterharze und zeitliche Mittelung über 6 Monate

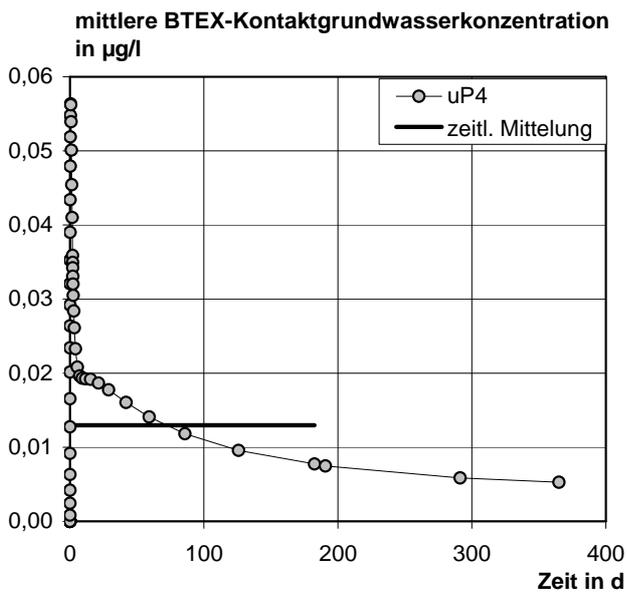
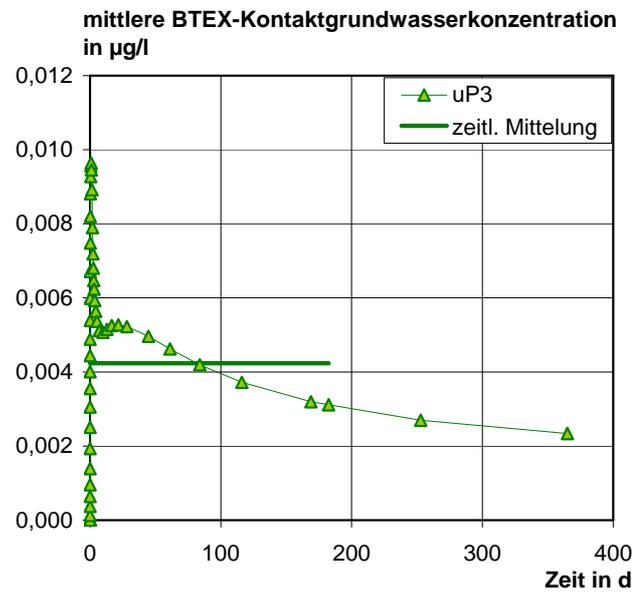
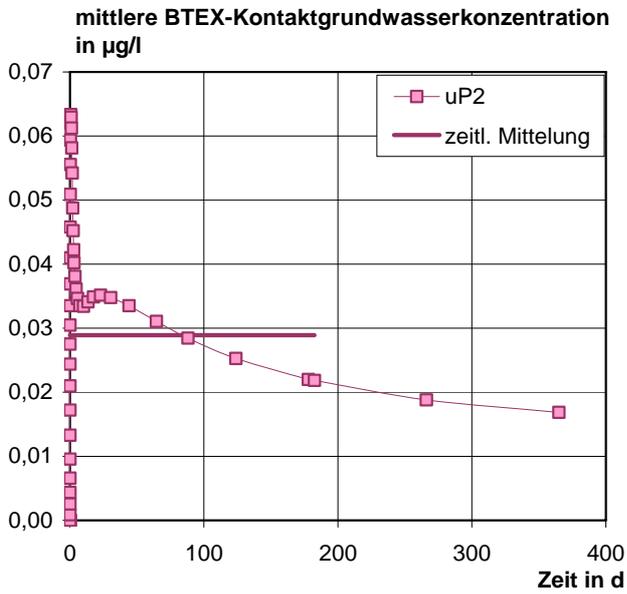


Bild B19: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten BTEX-Kontaktgrundwasserkonzentration der ungesättigten Polyesterharze und zeitliche Mittelung über 6 Monate

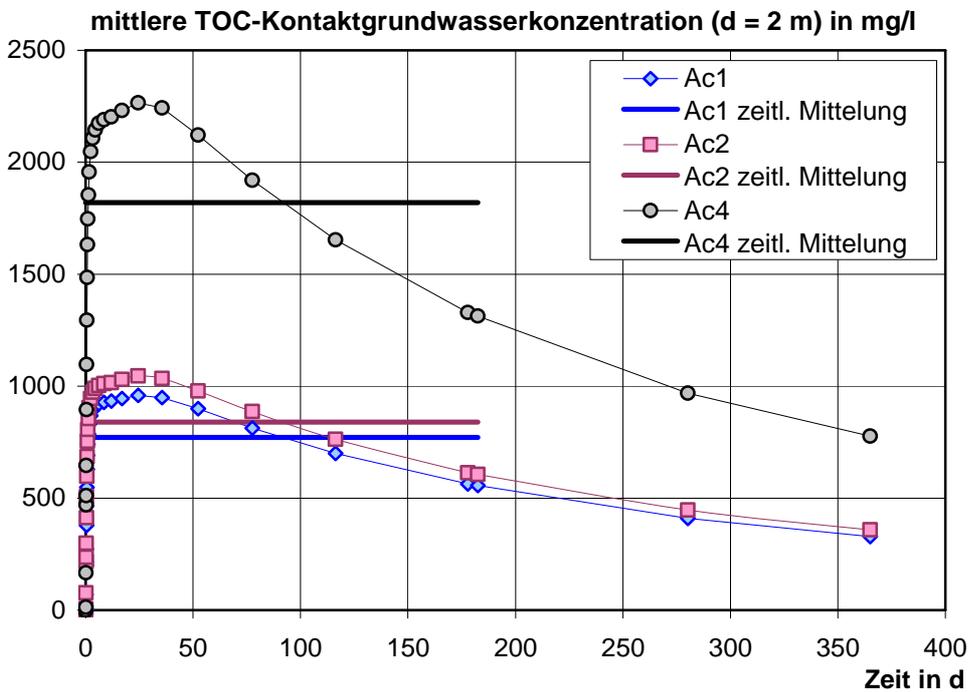


Bild B20: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration der Acrylatgele Ac1, Ac2 und Ac4 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

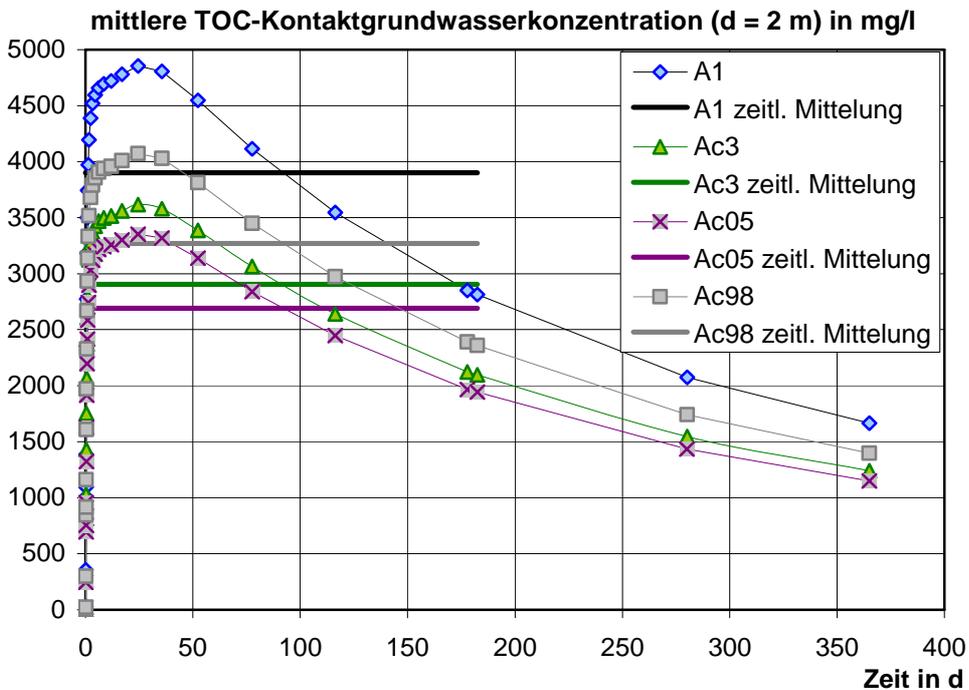


Bild B21: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration der Acrylatgele A1, Ac3, Ac05 und Ac98 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

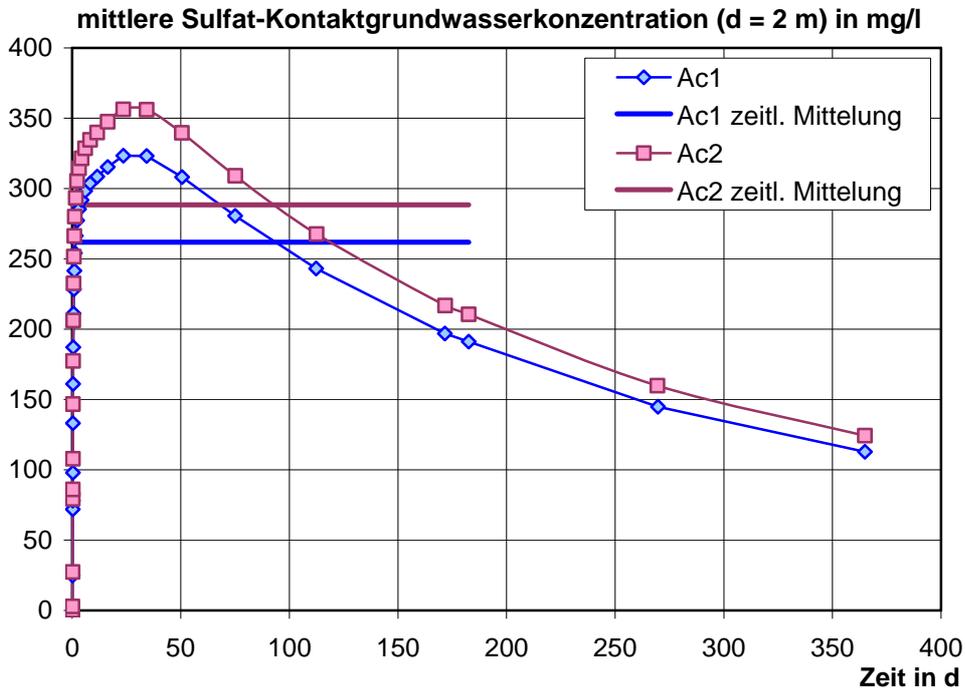


Bild B22: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Sulfat-Kontaktgrundwasserkonzentration der Acrylatgele Ac1 und Ac2 und zeitliche Mittelung über 6 Monate

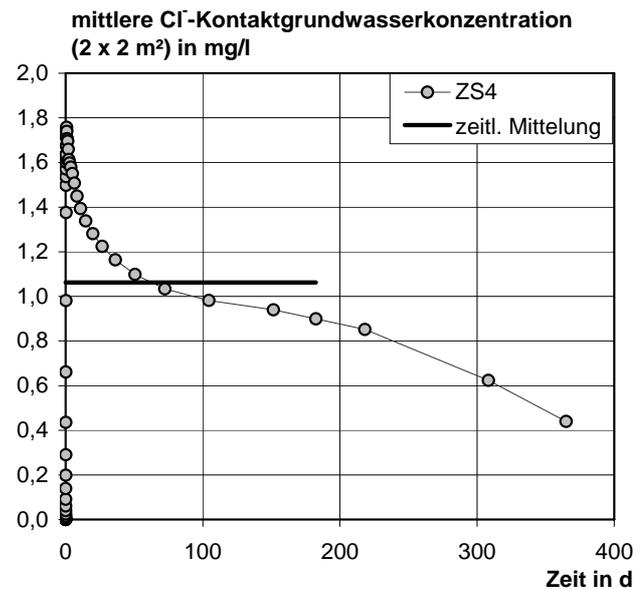
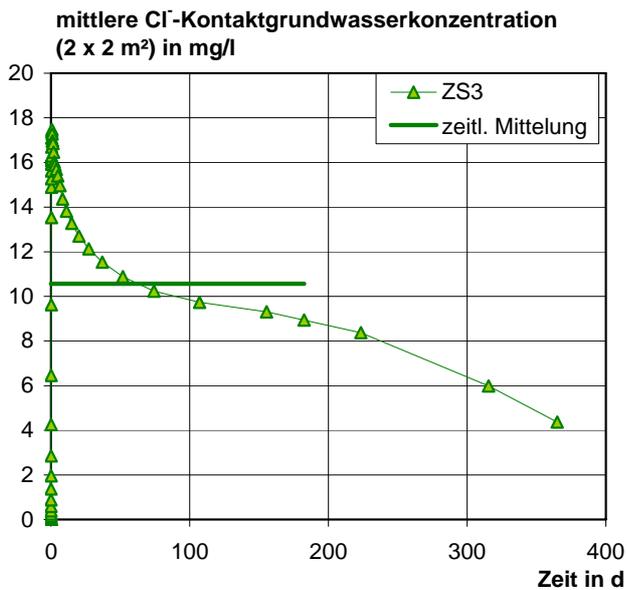
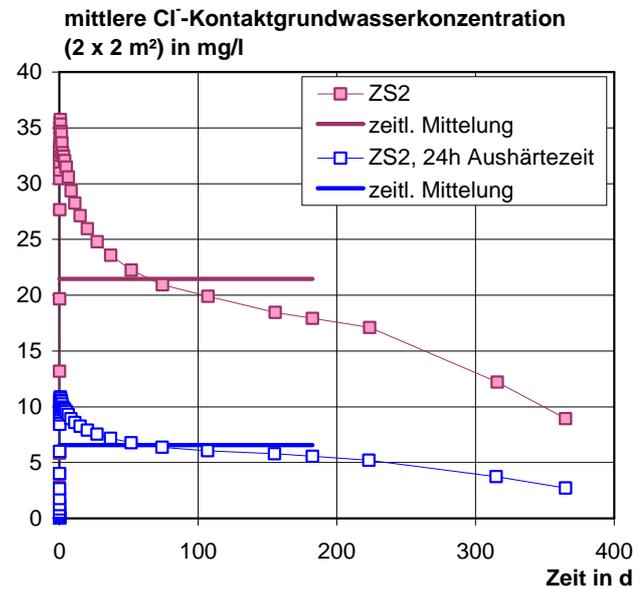
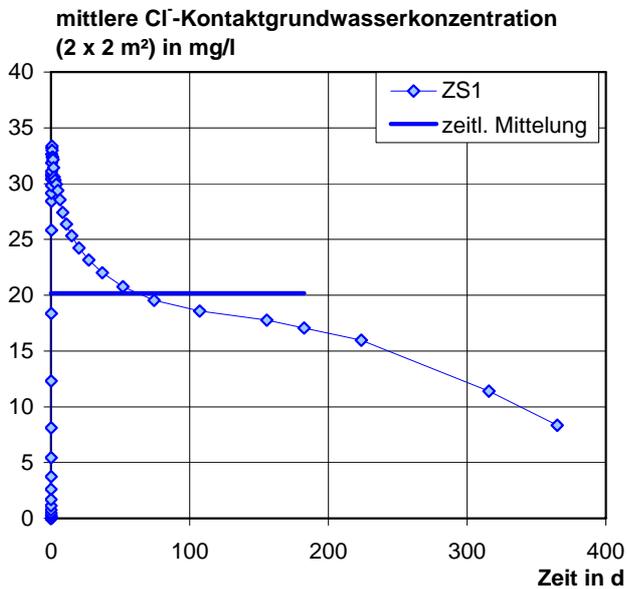


Bild B23: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Chlorid-Kontaktgrundwasserkonzentration der Zementsuspensionen und zeitliche Mittelung über 6 Monate

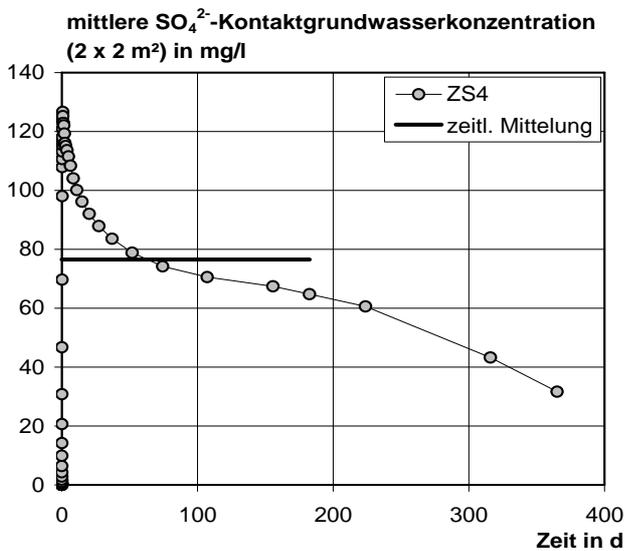
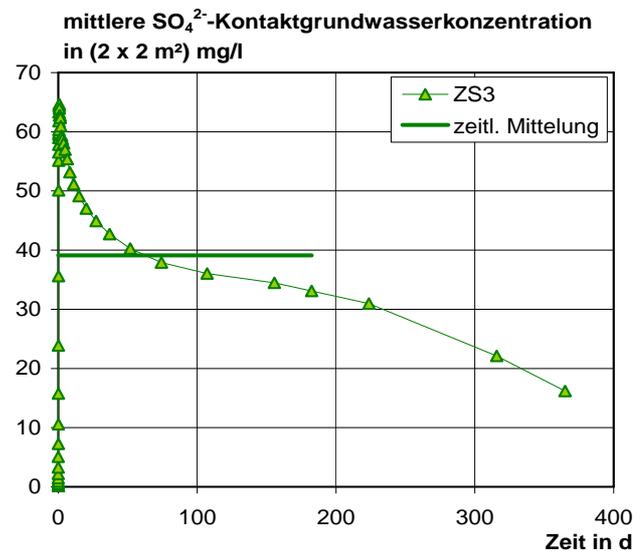
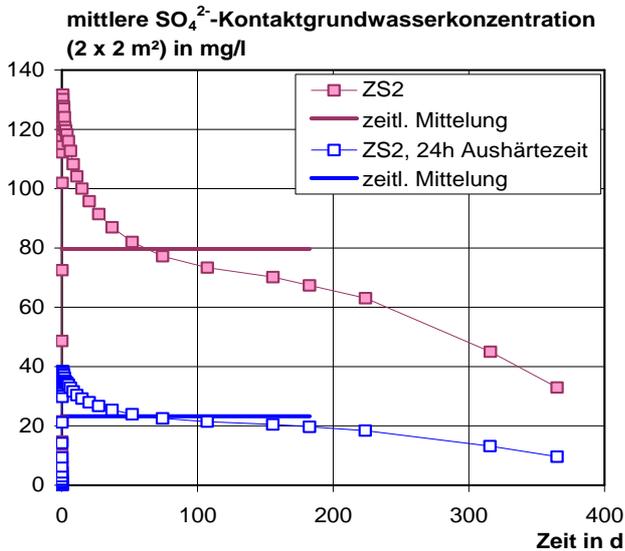
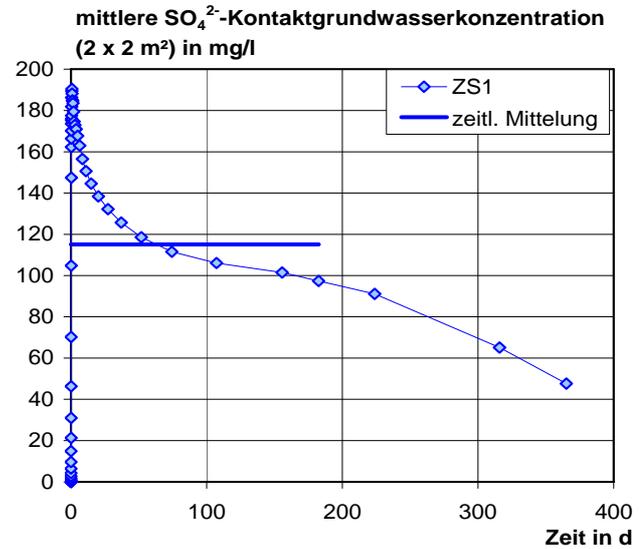
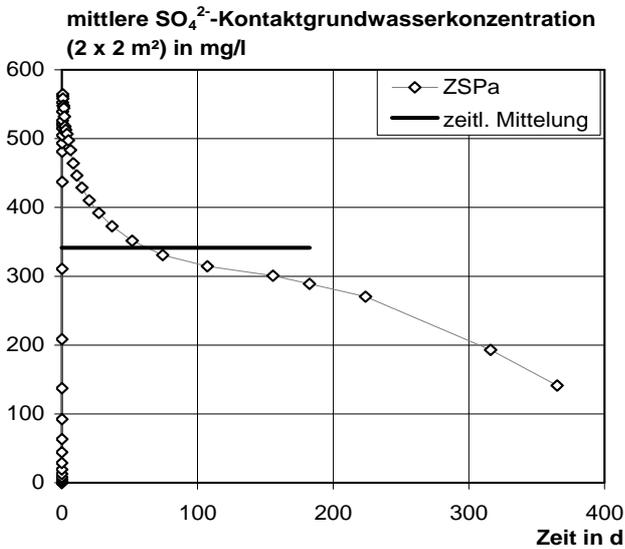


Bild B24: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Sulfat-Kontaktgrundwasserkonzentration der Zementsuspensionen und zeitliche Mittelung über 6 Monate

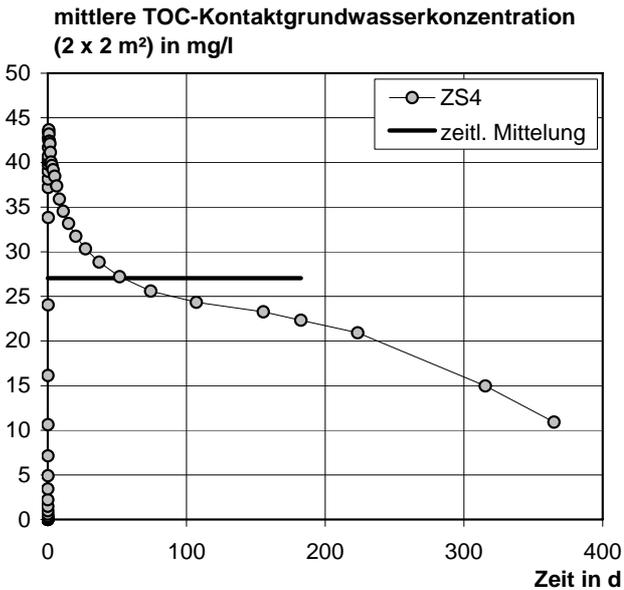
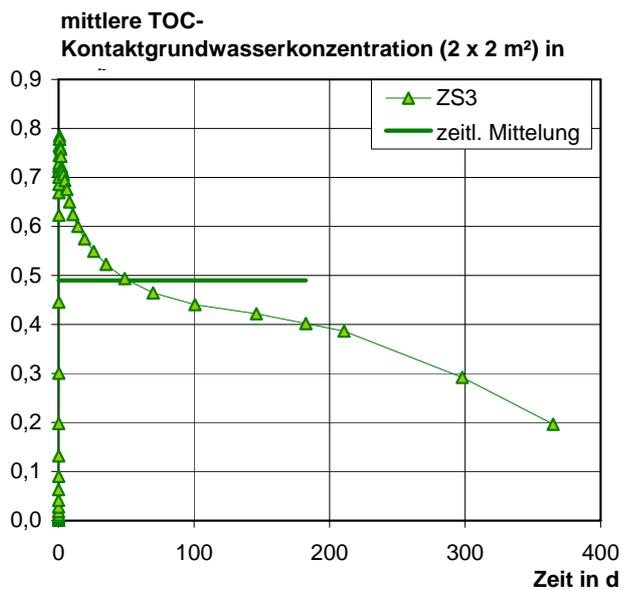
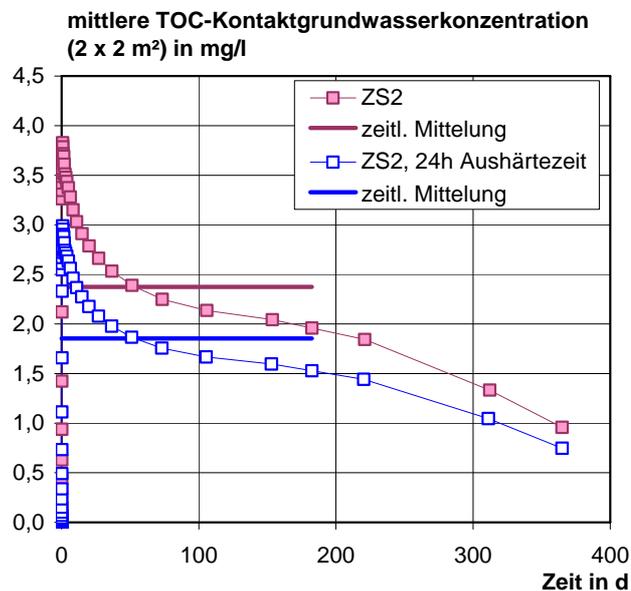
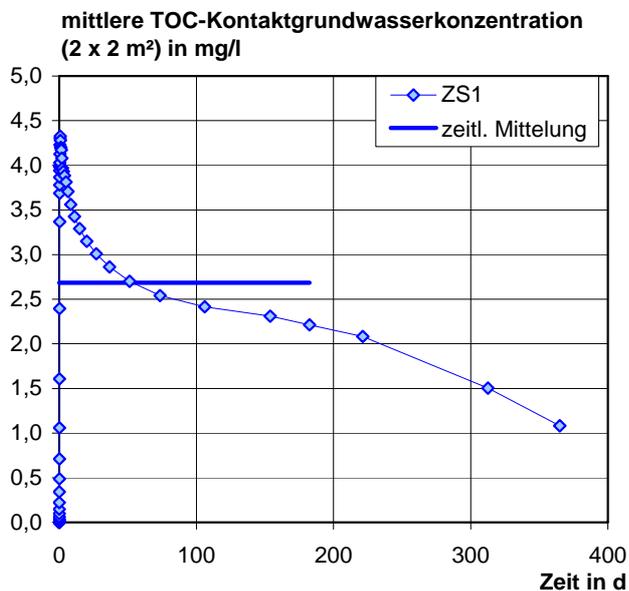


Bild B25: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration der Zementsuspensionen und zeitliche Mittelung über 6 Monate

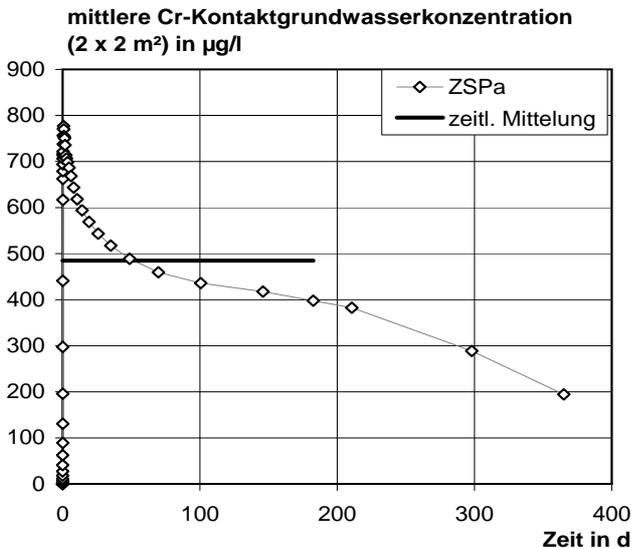
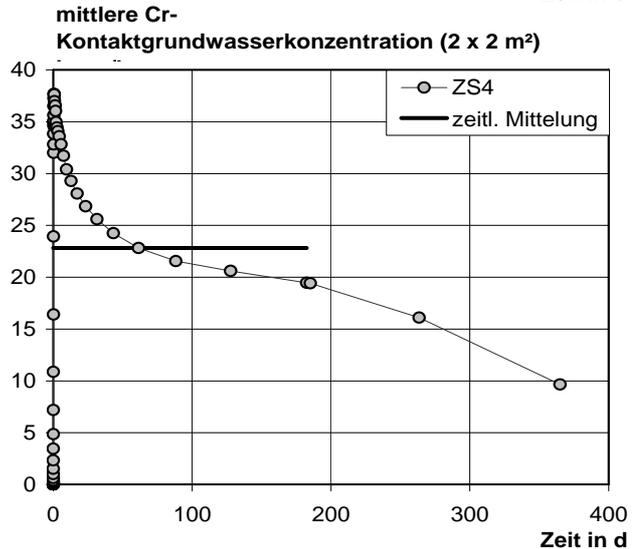
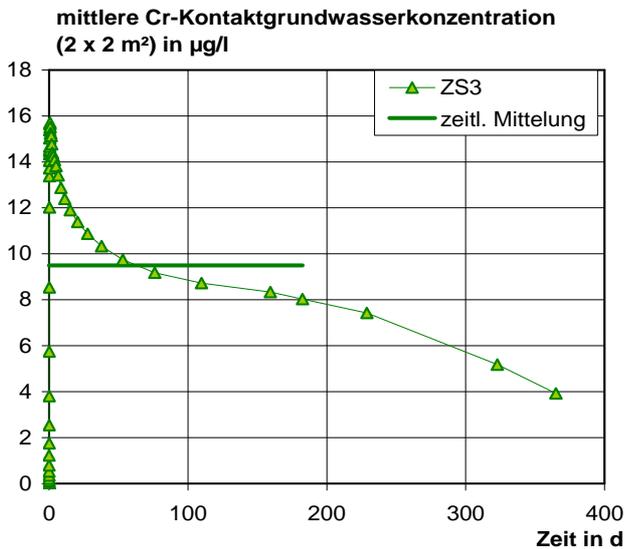
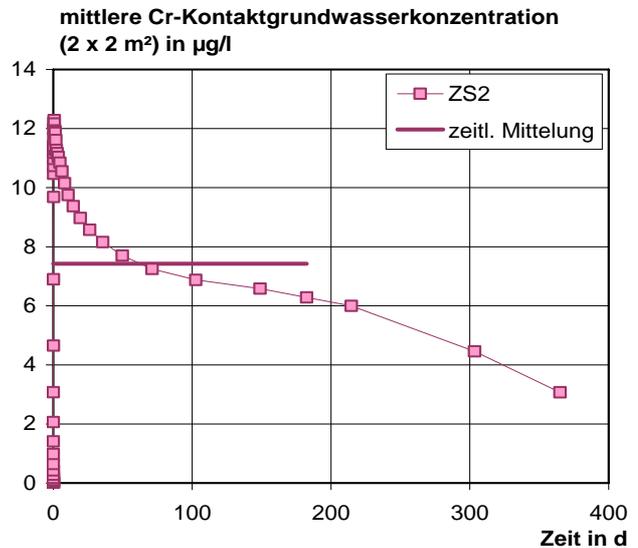
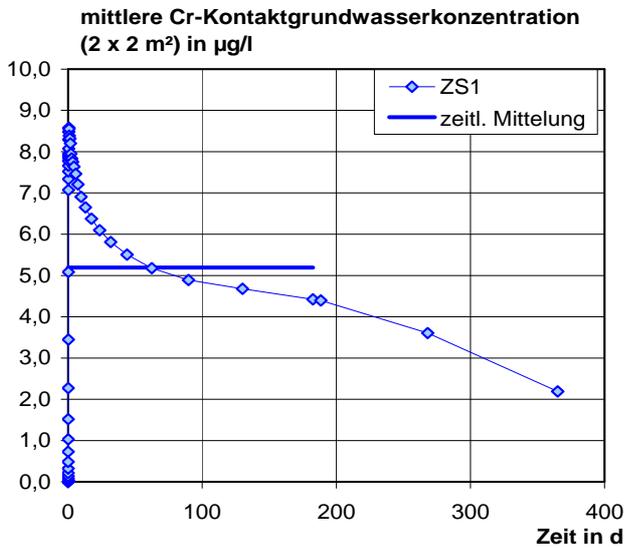


Bild B26: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Chrom-Kontaktgrundwasserkonzentration der Zementsuspensionen und zeitliche Mittelung über 6 Monate

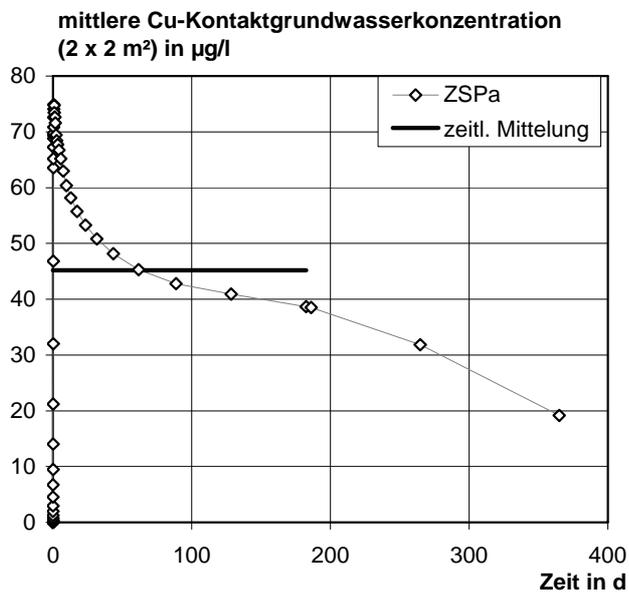


Bild B27: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Kupfer-Kontaktgrundwasserkonzentration der Zementsuspensionen ZSPa und zeitliche Mittelung über 6 Monate

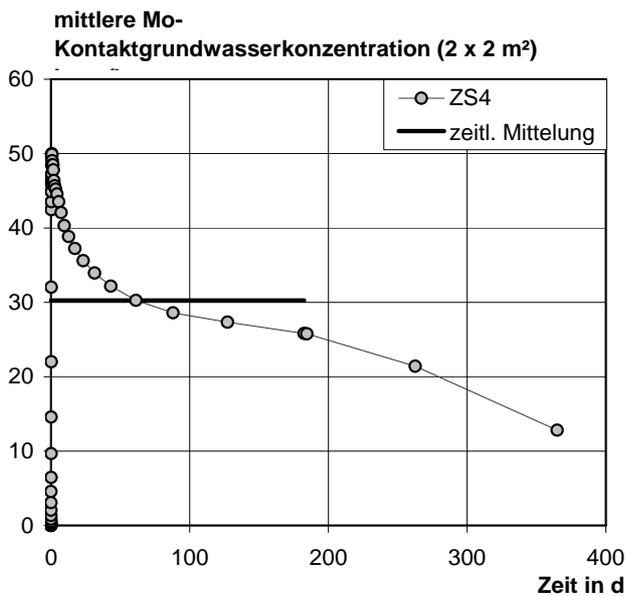
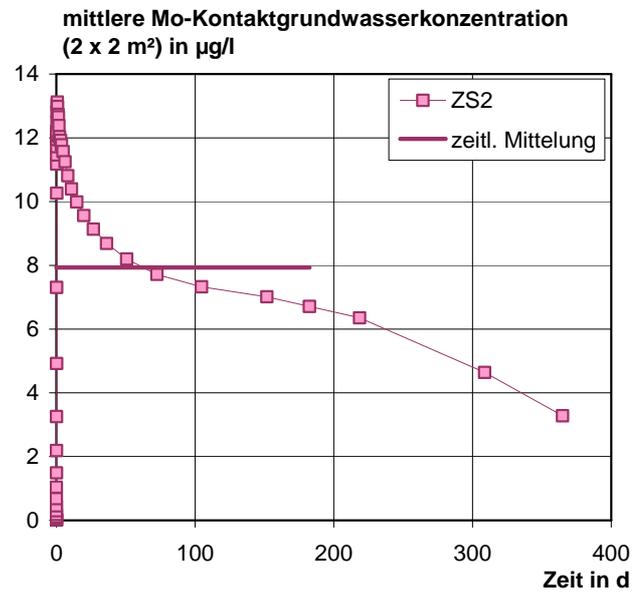
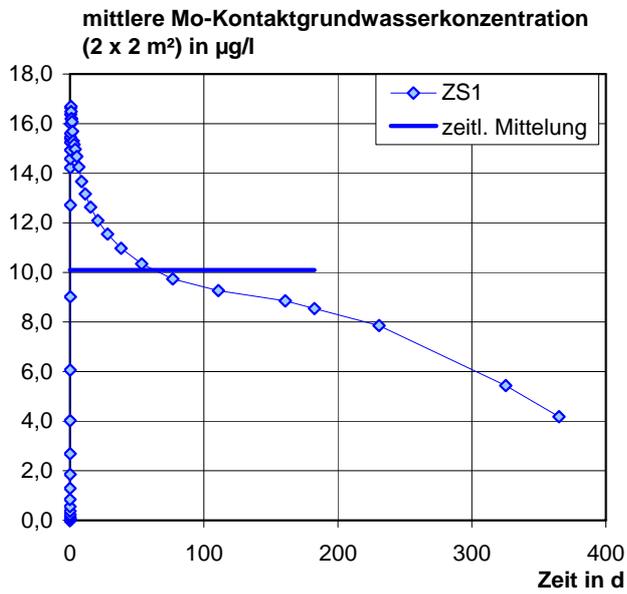


Bild B28: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Molybdän-Kontaktgrundwasserkonzentration der Zementsuspensionen und zeitliche Mittelung über 6 Monate

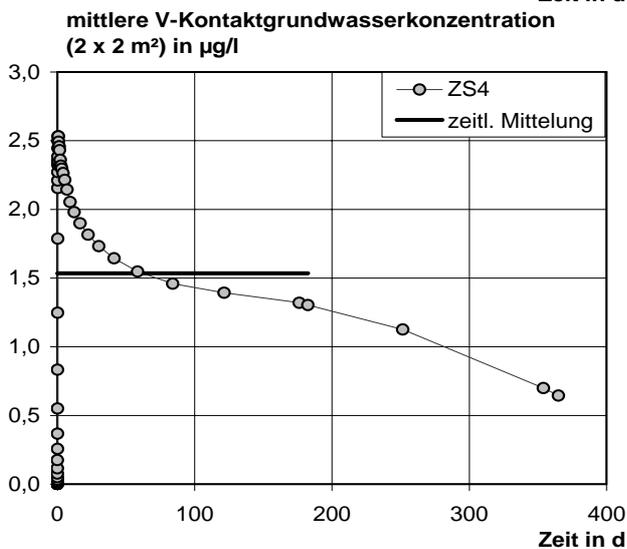
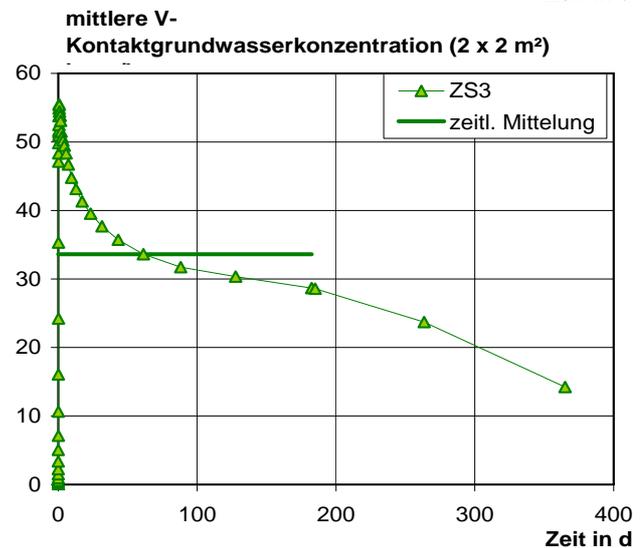
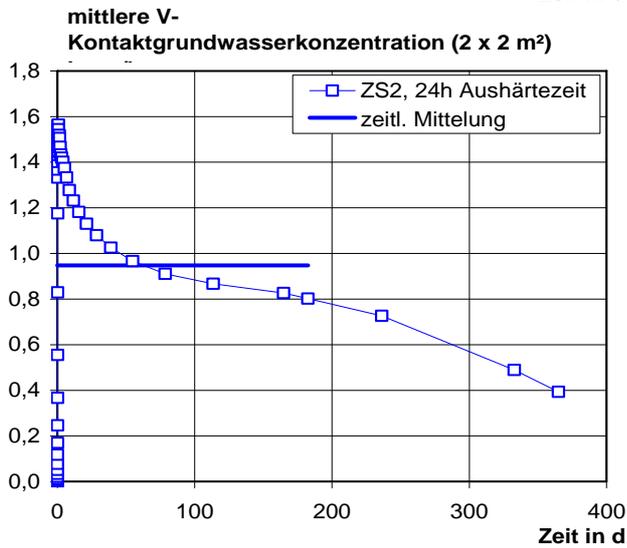
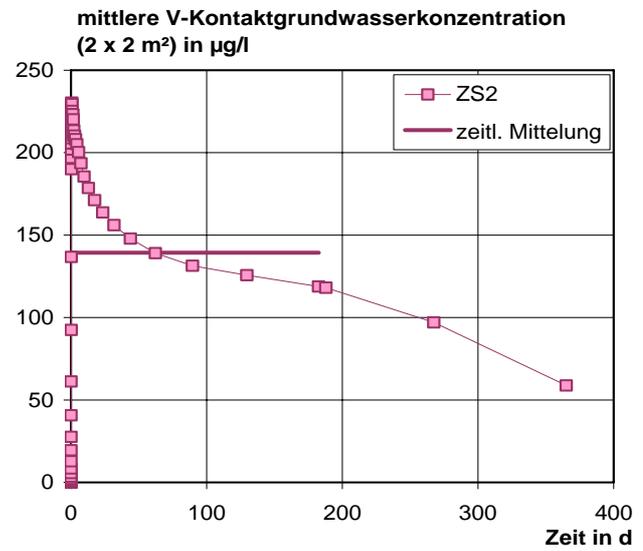
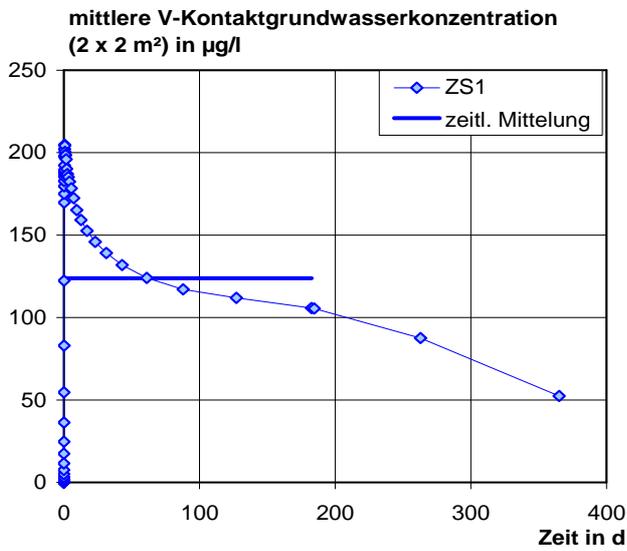


Bild B29: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Vanadium-Kontaktgrundwasserkonzentration der Zementsuspensionen und zeitliche Mittelung über 6 Monate

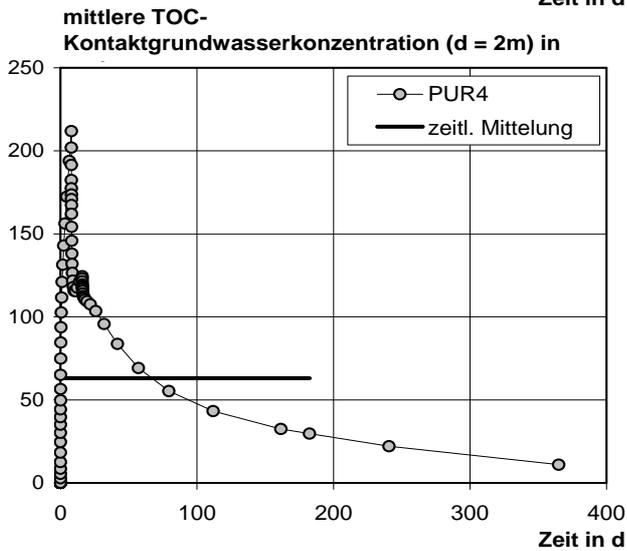
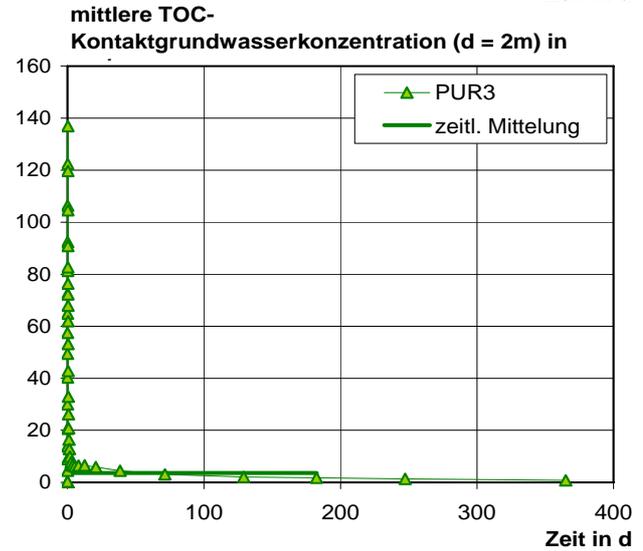
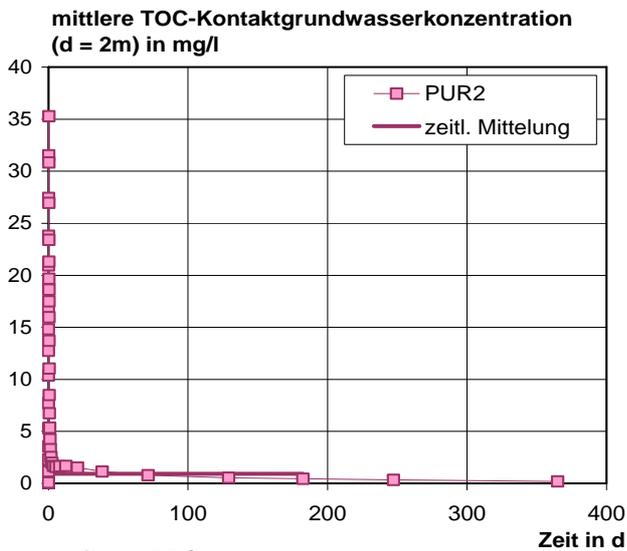
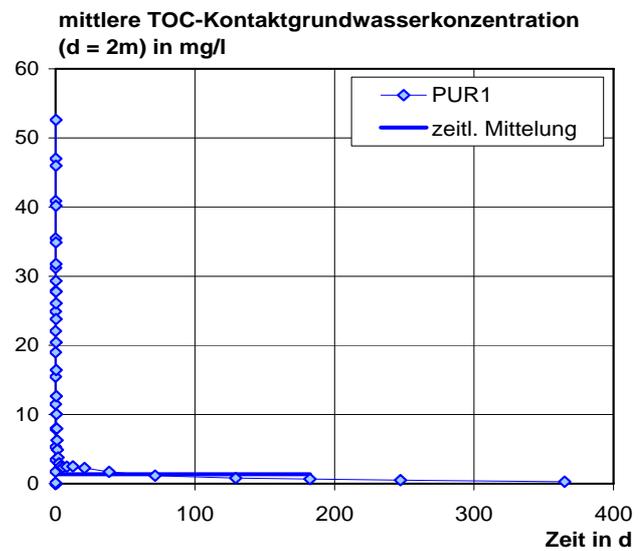
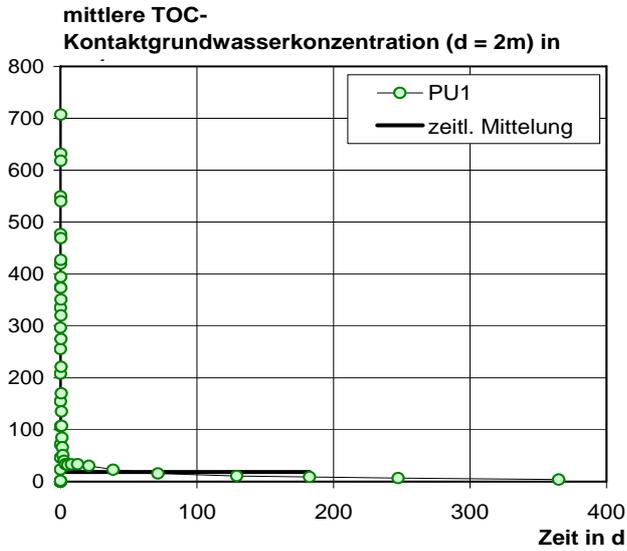


Bild B30: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten TOC-Kontaktgrundwasserkonzentration der Polyurethane und zeitliche Mittelung über 6 Monate

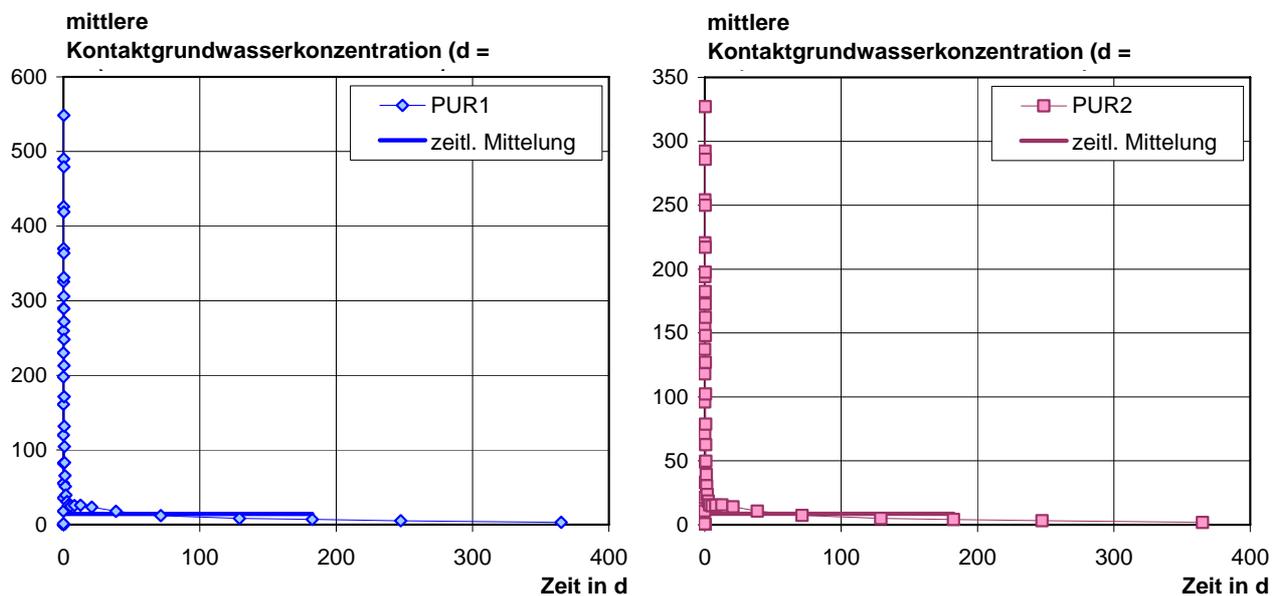


Bild B31: Zeitlicher Verlauf der räumlich gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentration der aromatischen Aminien bei den Polyurethanen und zeitliche Mittelung über 6 Monate