

**Prüfverfahren und Entwicklung von
Prüfkriterien zur Bewertung der
Auslaugung umweltrelevanter Stoffe
aus Frischbeton**

T 3013

T 3013

Dieser Forschungsbericht wurde mit modernsten Hochleistungskopierern auf Einzelanfrage hergestellt.

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.

Im Originalmanuskript enthaltene Farbvorlagen, wie z.B. Farbfotos, können nur in Grautönen wiedergegeben werden. Liegen dem Fraunhofer IRB Verlag die Originalabbildungen vor, können gegen Berechnung Farbkopien angefertigt werden. Richten Sie Ihre Anfrage bitte an die untenstehende Adresse.

© by Fraunhofer IRB Verlag

2003, ISBN 3-8167-6517-3

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

Fraunhofer IRB Verlag

Fraunhofer-Informationszentrum Raum und Bau

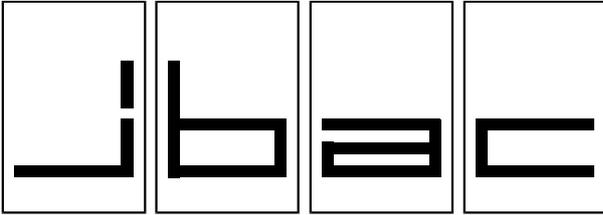
Postfach 80 04 69
70504 Stuttgart

Nobelstraße 12
70569 Stuttgart

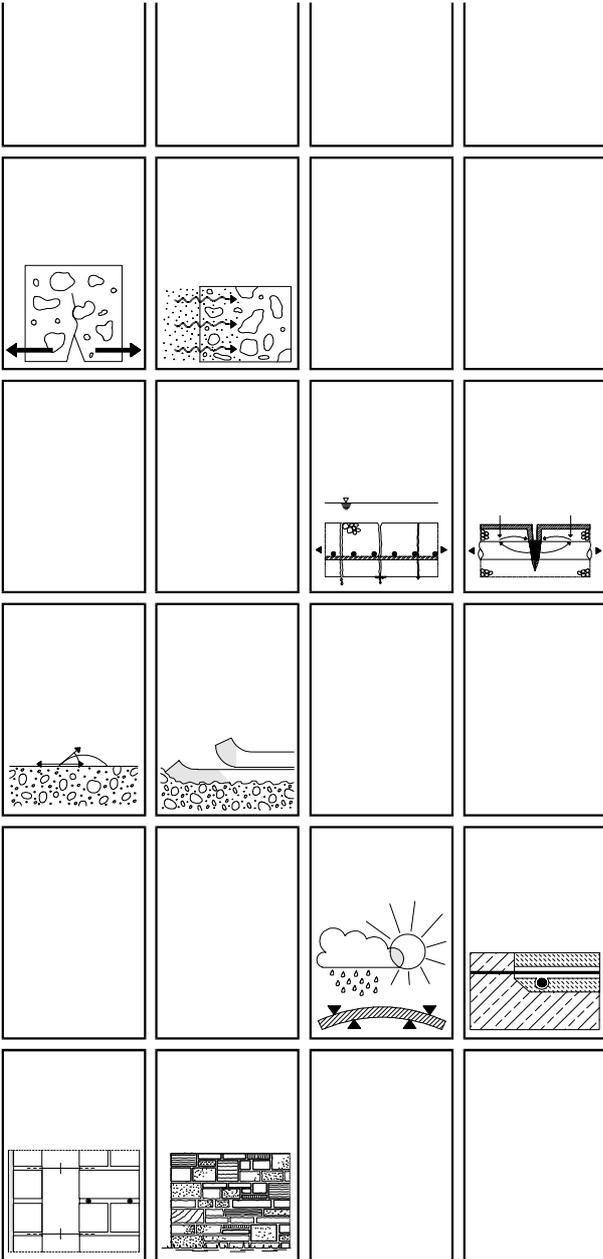
Telefon (07 11) 9 70 - 25 00
Telefax (07 11) 9 70 - 25 08

e-mail info@irb.fhg.de

URL <http://www.IRBbuch.de>



Institut für Bauforschung Aachen
Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule



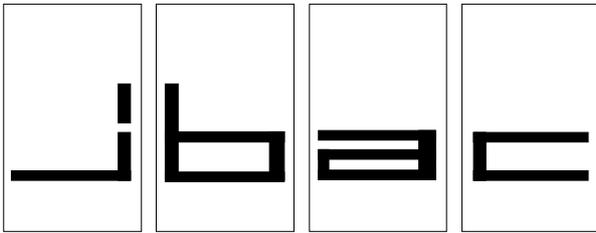
Forschungsbericht

F 817

Prüfverfahren und Entwicklung von Prüfkriterien zur Bewertung der Auslaugung umweltrelevanter Stoffe aus Frischbeton

Baustoff · Bauteil · Bauwerk

Forschung · Entwicklung
Überwachung
Prüfung · Beratung



INSTITUT FÜR BAUFORSCHUNG

Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen

Leitung: Professor Dr.-Ing. W. Brameshuber
Professor Dr.-Ing. M. Raupach

Postfach, D-52056 Aachen
Schinkelstraße 3, D-52062 Aachen

Telefon (02 41) 80-9 51 00 · Telefax (02 41) 80-9 21 39 · www.ibac.rwth-aachen.de

Vp/Ki

4. Ausfertigung

THEMA

Prüfverfahren und Entwicklung von Prüfkriterien zur Bewertung der Auslaugung umweltrelevanter Stoffe aus Frischbeton

ABSCHLUSSBERICHT

Forschungsbericht Nr.

F 817

vom 27.05.2003

Projektbearbeitung

Prof. Dr.-Ing. W. Brameshuber

Dipl.-Ing. A. Vollpracht

Auftraggeber/
Förderer

Deutsches Institut für Bautechnik
Kolonnenstr. 30 L

10829 Berlin

Auftragsdatum

02.01.2001

Aktenzeichen

P 3-5-20.32-987/01

Dieser Bericht umfaßt 88 Seiten, davon 60 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	GRUNDLAGEN UND RANDBEDINGUNGEN ZUR AUSLAUGUNG VON FRISCHBETON.....	2
2.1	Allgemeines.....	2
2.2	Baupraktische Randbedingungen und Umsetzung in Laborversuchen	3
2.2.1	Auslaugzenarien.....	3
2.2.2	Auswahl und Charakterisierung des Untergrundes.....	4
2.2.3	Grundwasserströmung.....	5
3	VERSUCHSAUFBAU UND DURCHFÜHRUNG	6
3.1	Statischer Versuch.....	6
3.2	Dynamischer Versuch	8
4	BESTIMMUNG DER AUSLAUGUNG AUS FRISCHBETON UND ÜBERPRÜFUNG DER REPRODUZIERBARKEIT DER PRÜFVERFAHREN.....	9
4.1	Auswahl der Versuchsbetone.....	9
4.2	Statischer Versuch.....	9
4.2.1	Ergebnisse und Auswertung.....	9
4.2.1.1	Untersuchung der Hintergrundwerte.....	9
4.2.1.2	Messwerte.....	16
4.2.1.2.1	Auslaugung von Alkalien.....	18
4.2.1.2.2	Auslaugung von Sulfat und Aluminium	21
4.2.1.2.3	Auslaugung von Spurenelementen.....	23
4.2.1.3	Zusammenfassung der Ergebnisse des statischen Versuchs	28
4.3	Dynamischer Versuch	30
4.3.1	Beobachtungen und Änderungen bei der Durchführung des dynamischen Versuchs	30
4.3.2	Ergebnisse und Auswertung des dynamischen Versuchs	34
4.3.2.1	Hintergrundwerte	34
4.3.2.2	Messergebnisse	39

	Seite
4.3.2.2.1 Allgemeines.....	39
4.3.2.2.2 pH-Wert und Leitfähigkeit im Eluat	42
4.3.2.2.3 Auslaugung von Alkalien.....	44
4.3.2.2.4 Auslaugung von Sulfat und Aluminium	45
4.3.2.2.5 Auslaugung von Spurenelementen.....	47
5 BERECHNUNGEN MIT DEM TRANSPORTMODELL.....	48
5.1 Allgemeines.....	48
5.2 Kalibrierung des Transportmodells.....	49
5.2.1 Allgemeines Vorgehen.....	49
5.2.2 Ansätze für die Schadstofffreisetzung	51
6 ZUSAMMENFASSUNG.....	55
7 LITERATUR.....	56
TABELLEN	A1-A10
BILDER	B1-B17

1 EINLEITUNG

Der Freisetzung umweltrelevanter Stoffe aus Baustoffen wird in der Öffentlichkeit eine zunehmende Bedeutung beigemessen. Dies ist auch vor dem Hintergrund der zunehmenden Verwertung von Abfällen in Baustoffen zu sehen. Schon vor dem Einsatz eines neuen Baustoffes muss sichergestellt sein, dass von dem Baustoff keine negativen Auswirkungen auf die Schutzgüter Boden, Wasser und Luft zu erwarten sind.

Für Beton besteht eine mögliche Belastung der Umwelt darin, dass Schwermetalle und Salze durch den Kontakt mit Wasser, z. B. Regen- oder Grundwasser, ausgelaugt werden können. Um eine mögliche Auswirkung auf die Umwelt bewerten zu können, ist die Kenntnis des zeitabhängigen Auslaugverhaltens unter den gegebenen bzw. zu erwartenden Bedingungen am Bauwerk oder Bauteil erforderlich. Diese Informationen können im Labor durch Prüfung mit sogenannten Auslaugverfahren erhalten werden. Um in solchen Laborversuchen zu praxisnahen Auslaugraten zu gelangen, müssen Versuchsbedingungen gewählt werden, die den Verhältnissen in der Praxis möglichst nahe kommen. Dabei sollen die Versuchsergebnisse gut reproduzierbar sein.

Bei der Untersuchung zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von Beton hat man sich bisher im Wesentlichen auf Festbeton konzentriert (z. B. /1/). Während der Frischbetonphase werden vergleichsweise höhere Freisetzungsraten des Betons erwartet, da noch keine Einbindung der Schadstoffe in die Hydratationsprodukte erfolgt ist. Allerdings ist diese Phase im Vergleich zur Festbetonphase sehr kurz und trägt daher möglicherweise nicht in relevantem Maße zum Schadstoffeintrag bei. Es liegen derzeit nur wenige systematische Untersuchungsergebnisse /2, 3/ und kein Bewertungskonzept für die Frischbetonphase vor. Im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojekts sind entsprechende systematische Untersuchungen zum Auslaugverhalten von Frischbeton unter verschiedenen Randbedingungen durchgeführt worden. Im Anschluss an die praktischen Versuche sollten Transportberechnungen zur Übertragung der Versuchsergebnisse auf reale Verhältnisse durchgeführt werden. Ziel war die Festlegung von Bewertungskriterien, die dann auf den statischen Laborversuch übertragen werden können, so dass zulässige Emissionen für den einfachen Laborversuch ermittelt werden können.

2 GRUNDLAGEN UND RANDBEDINGUNGEN ZUR AUSLAUGUNG VON FRISCHBETON

2.1 Allgemeines

Die maßgeblichen Mechanismen bei der Frischbetonauslaugung sind noch nicht geklärt, es wird vermutet, dass neben der Diffusion, die bei Festbeton dominierend ist, auch der „wash-off-Effekt“ von Bedeutung ist. Die Diffusion der umweltrelevanten Stoffe ist relativ unbehindert, da der Feuchtegehalt von Frischbeton größer ist als der von Festbeton. Feinst- und Feinstoffe, in die umweltrelevante Stoffe eingebunden bzw. an sie angelagert sein können, werden leicht ausgewaschen, da eine Fixierung in der Zementsteinmatrix im Frischbeton zunächst nicht, später erst teilweise stattgefunden hat. Bei der Charakterisierung der Auslaugung von Frischbeton ist allerdings zu beachten, dass es sich um einen zeitlich sehr begrenzten Vorgang handelt. Die Frischbetonphase ist beendet, sobald der Beton erstarrt ist. Das ist i. d. R. bereits nach wenigen Stunden der Fall.

Das Auslaugen von umweltrelevanten Stoffen aus der Frischbetonphase ist nur dann möglich, wenn diese im Anmachwasser gelöst vorliegen oder in bzw. an den ausschwemmbareren Feinst- und Feinstoffen gebunden bzw. sorptiv angelagert sind. Neben den Alkalien, die als Hydroxide in Lösung gehen und den pH-Wert im Frischbeton auf Werte von 12,7 bis 13 ansteigen lassen, trifft dies vor allem auf das Chrom (VI) zu, das über den gesamten pH-Wert-Bereich löslich ist.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wird die Auslaugung anorganischer Schadstoffe aus Frischbeton systematisch untersucht, um fundierte Aussagen über die tatsächliche Größenordnung der Mengen an ausgelaugten Stoffen zu erhalten. Gleichzeitig sollen die gewählten Versuchseinrichtungen (s. Abschnitt 3) auf ihre Reproduzierbarkeit untersucht werden. Mit dem dynamischen Versuch sollte dann das numerische Transportmodell (Processing Modflow) kalibriert werden, um die Stoffkonzentrationen im Grundwasser unter verschiedenen hydrogeologischen und baupraktischen Randbedingungen zu berechnen. Schließlich sollten Bewertungskriterien vorgeschlagen und zulässige Emissionen für den statischen Versuch ermittelt werden.

2.2 Baupraktische Randbedingungen und Umsetzung in Laborversuchen

2.2.1 Auslaugzenarien

Zur Untersuchung und Bewertung des Auslaugverhaltens von Frischbeton sollten möglichst realitätsnahe Versuchsbedingungen betrachtet werden. Eine Auslaugung kann grundsätzlich nur stattfinden, wenn der Baustoff mit Wasser in Kontakt kommt. Dieser Kontakt kann entweder in der gesättigten Bodenzone oder in der ungesättigten Bodenzone auftreten. In Tabelle 1 sind einige Kontaktmöglichkeiten bei unterschiedlichen Bauverfahren aufgelistet.

Tabelle 1: Kontaktmöglichkeiten des Frischbetons mit Boden und Wasser bei verschiedenen Bauverfahren /2/

Kontakt mit nicht wassergesättigtem Boden	Kontakt mit Grund- oder Oberflächenwasser
1	2
<ul style="list-style-type: none"> • Gründungen in „trockener“ Baugrube • Straßenbeton 	<ul style="list-style-type: none"> • Gründungen, Bohrpfähle • Unterwasserbeton <ul style="list-style-type: none"> – in dichter Schalung – in Oberflächengewässern • Tunnelschalen • Schlitzwände • Bodenverfestigungen • Injektionsdichtwände • Sohlabdichtungen • Erdanker

Bei der Simulation der Auslaugung durch Laborversuche sollten die unterschiedlichen Randbedingungen erfasst werden, daher wird die Freisetzung von Schadstoffen beim Einbringen von Frischbeton auf feuchtem und wassergesättigtem Boden untersucht. Im dynamischen Versuch (s. Abschnitt 3.2) wird zudem der Einfluss von fließendem Grundwasser betrachtet.

Neben dem Feuchtegehalt des anstehenden Bodens spielen der pH-Wert, die Zusammensetzung des Bodenwassers und die vorherrschenden Temperaturverhältnisse eine Rolle. Die Durchlässigkeit des Untergrundes und die Strömungsgeschwindigkeit bestimmen die Ausbreitung der ausgelaugten Schadstoffe im Grundwasser. Diese Einflüsse werden teilweise in den Versuchen (s. Abschnitt 3.1) erfasst. Weitere Variationen der Randbedingungen waren bei den Transportberechnungen vorgesehen.

2.2.2 Auswahl und Charakterisierung des Untergrundes

In /2/ wurden einige Überlegungen zur Auswahl eines geeigneten Bodens für die Versuche angestellt. Die Randbedingungen sollten so gewählt werden, dass später eine mathematische Beschreibung der Versuchsergebnisse möglich ist und die Ergebnisse reproduzierbar sind. Es wurde ein gleichförmiger, durchlässiger Sand der Körnung 0/4 mm gewählt, der einem natürlichen Sand entspricht und mit der Lagerungsdichte $D = 30$ (Schwellenwert zwischen lockerer und mitteldichter Lagerung) eingebaut wurde. In /3/ ist für den ungesättigten Fall ein Wassergehalt von 8 % gewählt worden.

Um eine möglichst gute Anbindung an die Ergebnisse in den Quellen /2/ und /3/ zu erzielen, wurde zunächst die Sieblinie des Prüfsandes unter Verwendung der vorhandenen Korngruppen bestmöglich an die Sieblinie in /2/ angepasst (s. Bild 1) und in gleicher Lagerungsdichte eingebaut.

Beim dynamischen Versuch konnten jedoch mit diesem Sand keine repräsentativen Ergebnisse erzielt werden (s. Abschnitt 4.3.1), daher wurde für diesen Versuch ein Sand 1/2 mm gewählt, dessen Sieblinie auch in Bild 1 dargestellt ist.

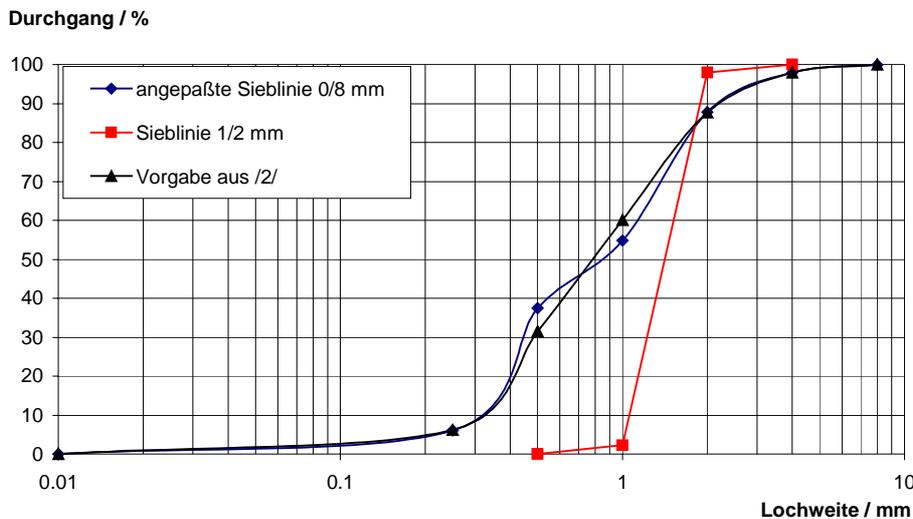


Bild 1: Sieblinien der eingesetzten Sande

2.2.3 Grundwasserströmung

Das Strömungsverhalten des an einem Bauteil vorbeifließenden Wassers beeinflusst unmittelbar den dominierenden Auslaugmechanismus sowie die ausgelaugten Stoffmengen. Strömt das Wasser schnell am Bauteil vorbei bzw. um das Bauteil, so werden die Oberflächenauswaschungen dominanter sein als die Diffusion. Das Wasser wird ständig erneuert, so dass keine Hemmung der Auslaugprozesse infolge von Sättigungen auftritt. Dies bedeutet, dass von den Stoffen, deren Löslichkeit sehr gering ist, bei fließendem Wasser größere Mengen ausgelaugt werden können (bei gleichbleibend geringen Konzentrationen im Wasser). Strömt das Wasser sehr langsam, bzw. gar nicht, so wird verstärkt Diffusion auftreten, die wegen der veränderlichen Konzentration mit der Zeit abnimmt.

Da die Strömungsgeschwindigkeit des Wassers im Boden neben der Durchlässigkeit des Bodens auch vom Grundwassergefälle abhängt, kann die Geschwindigkeit bei den dynamischen Versuchen durch eine Wasserspiegeldifferenz eingestellt werden. Betrachtet wird hier die Filtergeschwindigkeit

$$v_f = \frac{Q}{A_{\text{Aquifer}}} \left| \frac{m}{s} \right|, \quad (1)$$

die durch Messen des auslaufenden Wassers bestimmt werden kann. v_f wird auf rund 1 m/d eingestellt, was einer üblichen Strömungsgeschwindigkeit entspricht.

3 VERSUCHSAUFBAU UND DURCHFÜHRUNG

Zur Simulation der unterschiedlichen Randbedingungen sind zwei Versuchseinrichtungen entwickelt worden /2, 3/, mit denen die Auslaugung aus Beton bei stehendem und fließendem Grundwasser und bei feuchtem Sandboden ermittelt werden kann.

In den Versuchen wurde zur Einstellung des Wassergehaltes sowie zur Durchströmung des Sandes Leitungswasser verwendet. Das hat den Nachteil, dass die Versuche nicht uneingeschränkt reproduzierbar sind, da das Leitungswasser zeitlichen und regionalen Schwankungen unterworfen ist. Die Verwendung von deionisiertem Wasser war jedoch nicht sinnvoll, da deionisiertes Wasser die Kationen- bzw. Anionenaustauschkapazität des Bodens verändert, so dass die Ergebnisse nicht praxisrelevant wären.

3.1 Statischer Versuch

Der Versuchsaufbau besteht aus einem Grundgefäß aus Edelstahl und einem Betonierrahmen, der in das Grundgefäß eingesetzt wird (s. Bild 2). Der Untergrund besteht aus dem ausgewählten Sand 0/4 mm (s. Abschnitt 2.2.2) und wird feucht oder wassergesättigt eingebracht. Die Wassersättigung wird theoretisch bei einem Wassergehalt von 22,75 M.-% erreicht, tatsächlich konnten aber nur 16 – 17 M.-% Wasser zugesetzt werden, da sich im Sand Lufteinschlüsse bilden, die eine vollständige Wassersättigung verhindern. Für die Versuche mit teilgesättigtem Sand wurde ein Wassergehalt von 8 M.-% eingestellt.

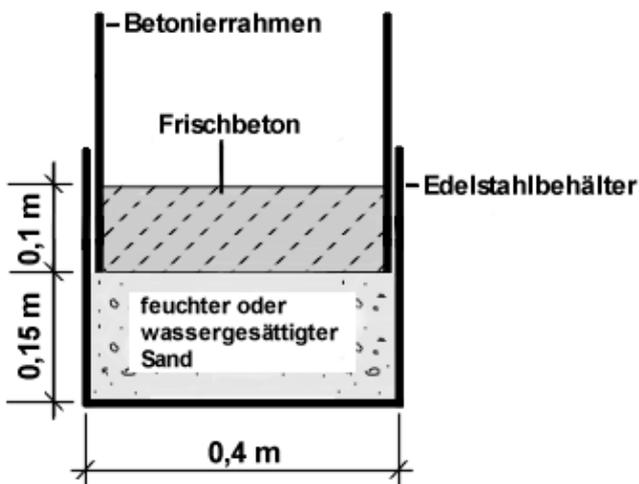


Bild 2: Schematische Darstellung des statischen Versuchs /1/

Die Betonplatte kann nach dem Erhärten zerstörungsfrei abgehoben werden; als Versuchsdauer wurden 24 h angesetzt.

Die Entnahme der Sandproben erfolgt in 2 cm dicken Schichten. Nach einer Trocknung bei 105°C werden die Proben mit destilliertem Wasser ($L/S = 5/1$) 24 h lang eluiert. An den gewonnenen Eluaten werden der pH-Wert, die Leitfähigkeit und die Gehalte an Arsen, Aluminium, Chrom, Kalium, Kupfer, Natrium, Sulfat, Vanadium und Zink bestimmt. Auf diese Weise kann ein Tiefenprofil der ausgelaugten Stoffe erstellt werden.

Zur Überprüfung der Reproduzierbarkeit werden mit jeder Betonmischung vier Doppelbestimmungen auf wassergesättigtem und zwei auf teilgesättigtem Sand durchgeführt (insgesamt 12 Doppelbestimmungen). Auf die Durchführung weiterer Versuche im teilgesättigten Sand wurde verzichtet, da die relevanten Schadstoffe im gesättigten Boden höhere Auslaugraten zeigten (s. Abschnitt 4.2.1.2).

3.2 Dynamischer Versuch

Der Beton wird bei diesem Versuch auf ein durchströmtes Sandbett aufgebracht. Dabei kann die Fließgeschwindigkeit über die Höhendifferenz der Einlauf- und Auslaufbecken eingestellt werden. Es wurde hier eine Fließgeschwindigkeit von ca. 1 m/d gewählt. Zur Probenahme sind perforierte PE-Rohre in definierten Abständen in den Sand eingegraben. Das Wasser fließt an der Unterkante der Betonauflage entlang und kann mit Hilfe der Pegelrohre direkt beprobt werden (s. Bild 3). Vor jedem Versuchsbeginn wurde das Sandbett mindestens zwei Tage lang mit Leitungswasser gespült. Mit Ausnahme der Testversuche ist der Sand nach jedem Versuch erneuert worden.

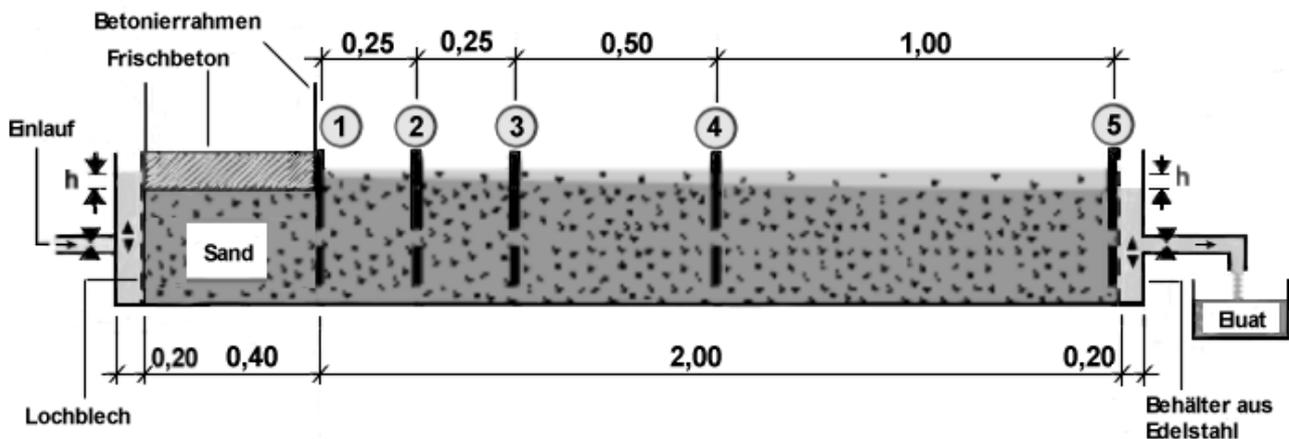


Bild 3: Schematische Darstellung des dynamischen Versuchs, /2/

Die Eluatentnahme erfolgte nach 1 h, 4 h, 12 h, 24 h, und 48 h. Zusätzlich sind bei jedem dynamischen Versuch eine Probe des Leitungswassers und Proben aus den Pegeln im Sandbett vor der Betonage entnommen worden. In den Eluaten werden wie beim statischen Versuch der pH-Wert, die Leitfähigkeit und die Gehalte an Arsen, Aluminium, Chrom, Kalium, Kupfer, Natrium, Sulfat, Vanadium und Zink bestimmt.

Im Forschungsantrag war zunächst vorgesehen, mit zwei Betonmischungen (s. Abschnitt 4.1) jeweils 3 dynamische Versuche durchzuführen. Im Zuge der Versuchsdurchführung wurde jedoch festgestellt, dass mit der gewählten Versuchsanordnung bei gleichen Randbedingungen relativ große Schwankungen in den ausgelaugten Gehalten auftreten. Daher wurde das Versuchsprogramm in Abstimmung mit dem Auftraggeber modifiziert. Es wurde lediglich an einer Betonmischung das Auslaugverhalten getestet und die Versuchsanord-

nung wurde modifiziert, um reproduzierbare Ergebnisse zu erhalten. Dies ist in Abschnitt 4.3.1 beschrieben. Insgesamt wurden 23 Versuche durchgeführt.

4 BESTIMMUNG DER AUSLAUGUNG AUS FRISCHBETON UND ÜBERPRÜFUNG DER REPRODUZIERBARKEIT DER PRÜFVERFAHREN

4.1 Auswahl der Versuchsbetone

Zwei Versuchsbetone sind im Versuchsprogramm vorgesehen; es wurde ein Beton mit CEM I 32,5 R als Bindemittel (B1) und ein Beton mit CEM I 32,5 R und Zusatz von Steinkohlenflugasche (B2) ausgewählt. Hochofenzement als Bindemittel wird im Rahmen dieses Forschungsvorhabens nicht untersucht, da Untersuchungen gezeigt haben, dass aus Betonen mit Hochofenzement geringere Stoffmengen eluiert werden /1/.

Die Zusammensetzung ist in Tabelle 2 gegeben.

Tabelle 2: Zusammensetzung der Versuchsbetone

Beton	Zement	Zement- gehalt	FA	Zuschlag- gehalt	w/(z+kf)	Konsistenz- bereich
-	-	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	-	-
1	2	3	4	5	6	7
B1	CEM I 32,5 R	350	-	1779	0,55	F4
B2	CEM I 32,5 R	280	70	1791	0,55	F4

Durch die gut verarbeitbare Konsistenz genügte es, die Betone durch Stochern mittels Kelle oder Einfüllschaufel zu verdichten.

4.2 Statischer Versuch

4.2.1 Ergebnisse und Auswertung

4.2.1.1 Untersuchung der Hintergrundwerte

Bei der Betrachtung der Ergebnisse der statischen Versuche ist zunächst festzustellen, welche Schadstoffkonzentrationen aus den Blindproben des Sandes eluiert werden können. Die Blindproben wurden jeweils nach dem Mischen des Sandes mit dem Leitungswasser entnommen. Zusätzlich ist in einem Blindversuch ohne Betonauflage schichtweise Sand ent-

nommen und geprüft worden. Die Blindproben wurden wie die belasteten Proben getrocknet und eluiert.

Es wurden deutlich nachweisbare Konzentrationen von Natrium, Kalium, Aluminium und Zink im Eluat gemessen. In zwei von 19 Untersuchungen traten im Eluat Arsengehalte über der Nachweisgrenze von 0,001 bzw. 0,002 mg/l auf. Chrom-, Kupfer- und Vanadiumkonzentrationen liegen an der Nachweisgrenze von 0,001mg/l. Leider wurde zu Beginn der Versuche eine zu hohe Nachweisgrenze gewählt, so dass einige Messwerte nicht auswertbar sind. Die OH⁻ - Ionenkonzentration wurde aus dem im Eluat gemessenen pH-Wert errechnet. In Tabelle 3 sind die Schwankungen der Blindwerte für die deutlich nachweisbaren Parameter dargestellt. Angegeben sind die eluierbaren Konzentrationen im Sand.

Tabelle 3: Schwankungsbreite der Blindwerte im Sand (statischer Versuch)

Parameter	Einheit	Mittelwert	Min	Max
1	2	3	4	5
OH-Ionen	mmol/kg	0,00474979	0,00000634	0,07278971
Na	mg/kg	4,14	1,50	20,00
K		8,36	3,00	62,50
SO ₄		30,58	6,00	198,50
Al		1,269	0,125	7,000
Zn		0,066	0,015	0,125

Vor allem die OH-Ionen, aber auch Kalium und Sulfat weisen sehr starke Schwankungen auf, die geringste Streubreite hat hier Zink. Die Messwerte zeigen jedoch auch hier noch eine Standardabweichung von 0,04 mg/kg, das entspricht 59 % des Mittelwerts.

Die Streuung der Blindwerte resultiert einerseits aus den Schwankungen im Leitungswasser und andererseits aus den stark variierenden löslichen Bestandteilen im Sand. In Bild 5 und 6 sind beispielhaft die Verteilungen der Messwerte für Natrium und Kalium dargestellt (im Anhang B, Bilder B1 bis B5, sind die Verteilungen für alle gut nachweisbaren Stoffe enthalten. Mit angegeben ist die Kurve der Lognormalverteilung, die die Häufigkeitsverteilung am besten approximiert.

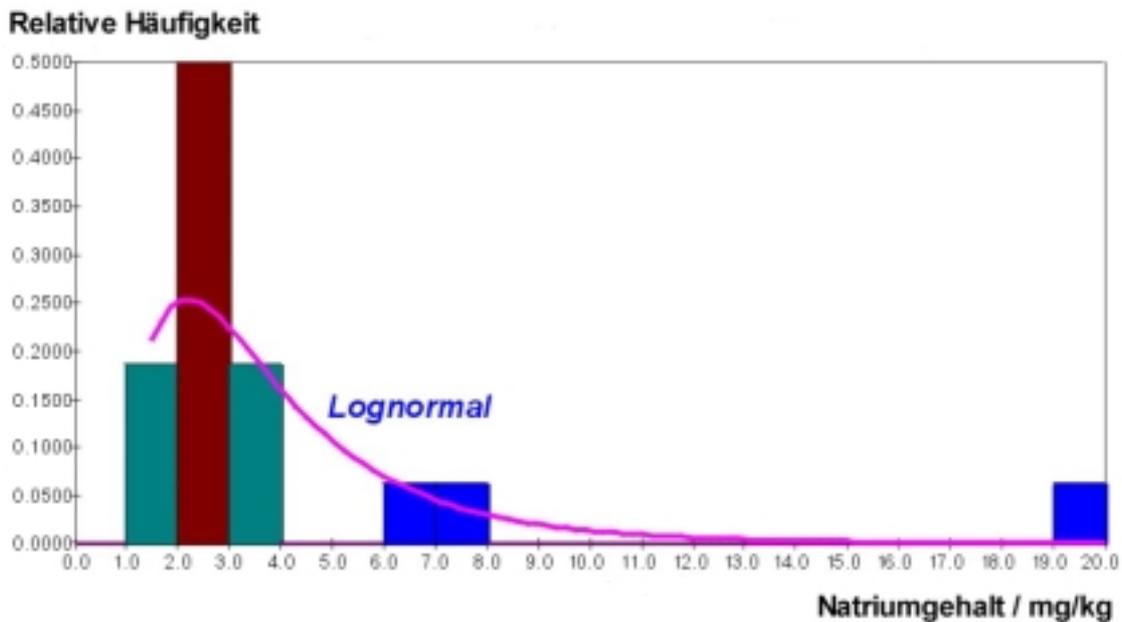


Bild 5: Häufigkeitsverteilung des Natriumgehalts im Versuchssand (18 Messungen)

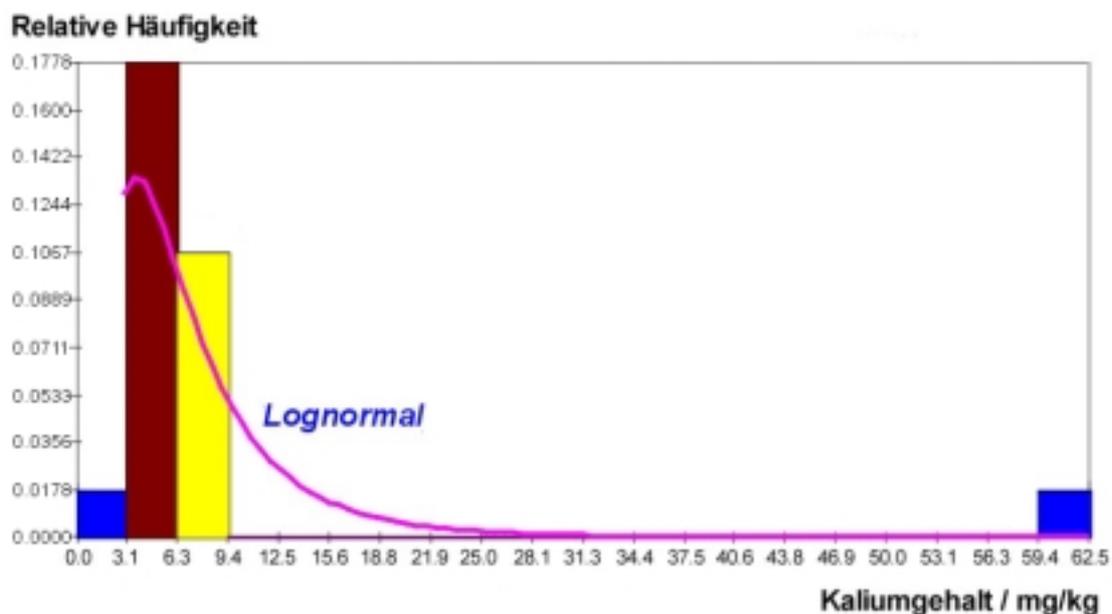


Bild 6: Häufigkeitsverteilung des Kaliumgehalts im Versuchssand (18 Messungen)

Da die Lognormalverteilung die Ergebnisse relativ gut wiedergibt, sind zur Auswertung nach DIN 53 804 Teil 1 die Logarithmen (Basis 10) der Konzentrationen gebildet worden. Diese Werte werden im Folgenden betrachtet.

Für alle gut nachweisbaren Elemente ist der Ausreißertest nach Dixon durchgeführt worden, der nach DIN 53 804 Teil 1 für einen Stichprobenumfang $n \leq 29$ empfohlen wird. Dabei wird das Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$ gesetzt. Es wurden bei Kalium und Sulfat Ausreißer gefunden, dadurch reduziert sich der Stichprobenumfang bei Kalium auf 17 und bei Sulfat auf 16. Trägt man die relative Summenhäufigkeit in einem entsprechend skalierten Diagramm auf, so ergibt sich bei Normalverteilung eine Gerade /DIN 53 804/. Dies ist bei der OH^- -Ionen-Konzentration sehr gut erfüllt (s. Bild 7). Für die übrigen Ionen ergeben sich größere Abweichungen von der Ausgleichsgerade (s. Bild 8).

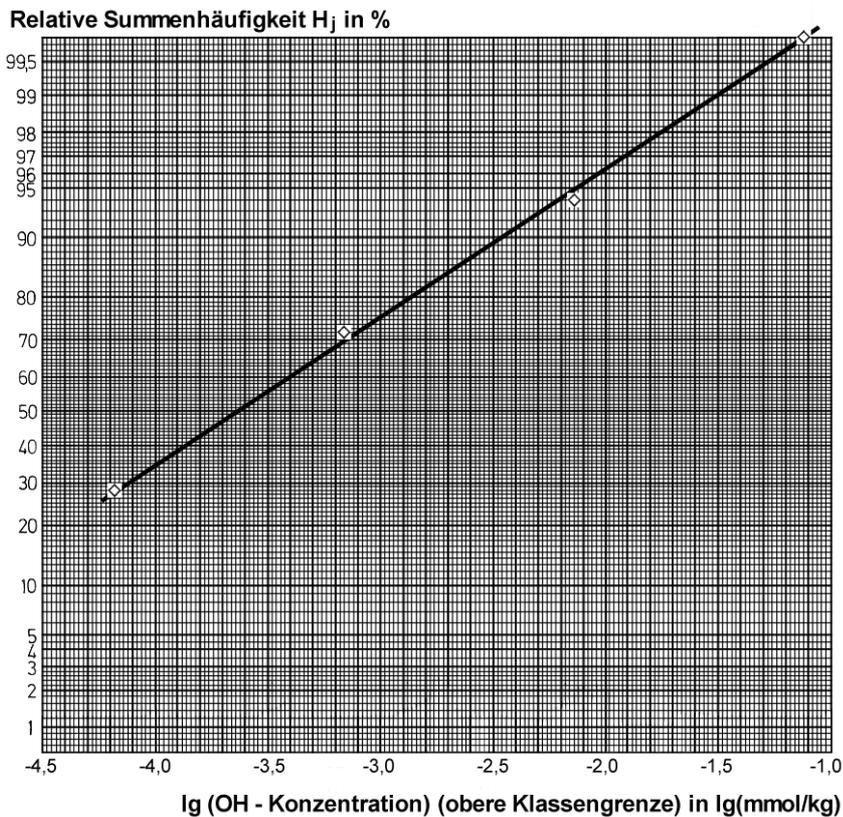


Bild 7: Graphische Kontrolle der OH^- -Ionen-Verteilung

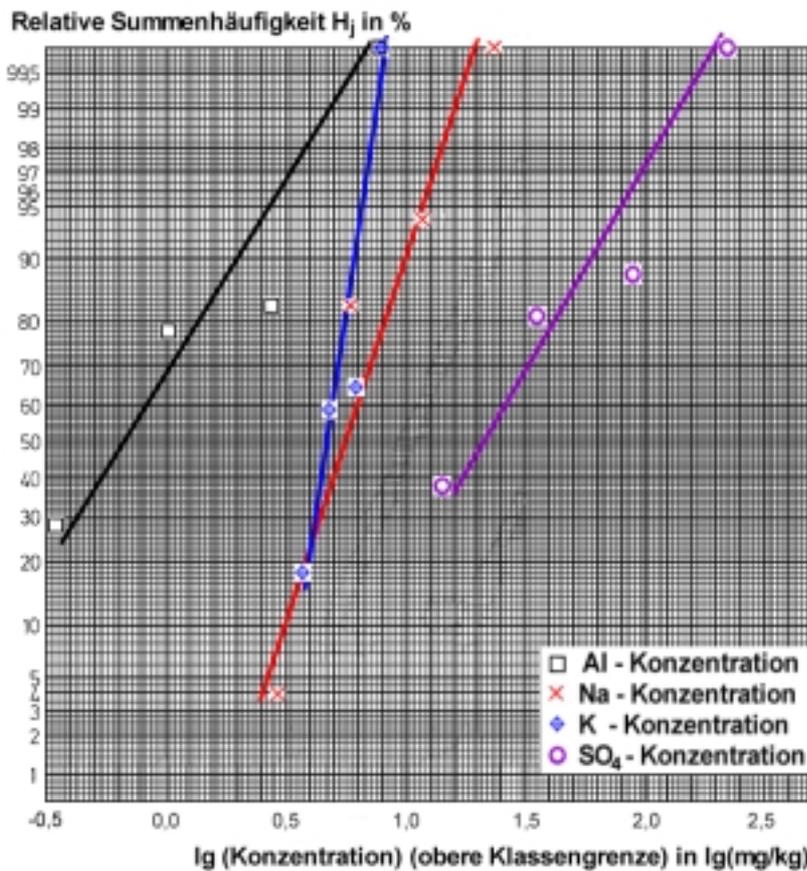


Bild 8: Graphische Kontrolle der Verteilung der Al-, Na-, K-, und SO_4^- -Konzentration im Sand

Auf Grund der Abweichungen bei der graphischen Auswertung, wurde der Test auf Normalverteilung nach dem von LILLIEFORS erweiterten KOLMOGOROFF-SMIRNOW-Test durchgeführt. Zur Durchführung dieses Tests werden die Messergebnisse in aufsteigender Reihenfolge sortiert und die Häufigkeitssummen $F_i = i/n$ und $F_{i-1} = (i-1)/n$ berechnet. Sie stellen für jeden Einzelwert ein Intervall dar, innerhalb dessen der exakte Wert der Wahrscheinlichkeitssumme Φ liegt. Der Wert dieser Summenlinie Φ wird für die standardisierten Messwerte $u_i = (x_i - m) / s$ bestimmt, wobei m der Mittelwert und s die Standardabweichung der Messwerte ist. Der Prüfwert z , der die maximale Abweichung zwischen Soll- und Istlinie darstellt, ergibt sich zu:

$$z = \max\{|F_i - \Phi(u_i)|, |F_{i-1} - \Phi(u_i)|\} \quad (2)$$

Der Prüfwert z wird mit dem maßgeblichen Schwellenwert Z verglichen. Tabelle 4 gibt die Schwellenwerte in Abhängigkeit vom Stichprobenumfang n an.

Tabelle 4: Schwellenwerte Z für den Kolmogoroff-Smirnow-Test /4/

Probenumfang n	$(1-\alpha/2)$		
	95 %	97,5 %	99,5 %
1	2	3	4
4	0,352	0,381	0,417
5	0,315	0,337	0,405
6	0,294	0,319	0,364
7	0,276	0,300	0,348
8	0,261	0,285	0,331
9	0,249	0,271	0,311
10	0,239	0,258	0,294
11	0,230	0,249	0,284
12	0,223	0,242	0,275
13	0,214	0,234	0,268
14	0,207	0,227	0,261
15	0,201	0,220	0,257
16	0,195	0,213	0,250
17	0,189	0,206	0,245
18	0,184	0,200	0,239
19	0,179	0,195	0,235
20	0,174	0,190	0,231
25	0,165	0,180	0,203
30	0,144	0,161	0,187
Näherung für $n > 30$	$0,805 / \sqrt{n}$	$0,886 / \sqrt{n}$	$1,031 / \sqrt{n}$

Tabelle 5 zeigt die Auswertung des Tests für die nachweisbaren Stoffe in den Blindproben des Sandes.

Tabelle 5: Auswertung des Kolmogoroff-Smirnow-Tests für die logarithmierten Messwerte der OH-, Na-, K-, SO₄-, Al- und Zn-Konzentrationen im Sand

Bezeichnung	Parameter					
	OH	Na	K	SO ₄	Al	Zn
1	2	3	4	5	6	7
Stichprobenumfang n	18	18	17	16	18	10
Schwellenwert Z	0,200	0,200	0,206	0,213	0,200	0,258
Prüfwert z	0,149	0,943	0,848	0,932	0,929	0,784

Der Test ist erfüllt, wenn $z < Z$ beträgt. Es ist zu erkennen, dass dieses Kriterium nur für den Logarithmus der OH-Ionen-Konzentration erfüllt ist, alle übrigen Verteilungen entsprechen nicht der Normalverteilung.

Bei der Auswertung der Versuche ist der Hintergrundwert von den Messwerten abzuziehen, um die Verunreinigung des Sandes, die aus dem Kontakt mit dem Frischbeton resultiert, zu bestimmen. Es sollen zwei Fälle betrachtet werden:

1. Um die durchschnittliche Verunreinigung festzustellen, wird als Blindwert der ausreißerbereinigte Mittelwert angesetzt.
2. Im Sinne einer „worst-case“-Betrachtung wird der Wert angesetzt, der in 90 % der Fälle vom Blindwert überschritten wird.

Da die Blindwerte der verschiedenen Parameter oftmals nicht normal- bzw. lognormal verteilt sind, ist die Berechnung unter Annahme der Normalverteilung strenggenommen nicht korrekt, in Ermangelung einer einheitlich übereinstimmenden Verteilungsfunktion wird der Fehler jedoch in Kauf genommen.

Zur Berechnung der abzuziehenden Blindwerte im zweiten Fall wird die standardisierte Normalverteilung herangezogen. Eine Wahrscheinlichkeit von 10 % wird bei $u = -1,281$ erreicht. Damit berechnen sich die 10 % Fraktile der einzelnen Parameter zu:

$$x(10\%) = u(10\%) \cdot s + m \quad (3)$$

Es werden die logarithmierten Konzentrationen eingesetzt, da diese Werte die Normalverteilung am ehesten treffen. Anschließend wird x (10 %) delogarithmiert.

Tabelle 6 enthält die Mittelwerte und 10 %-Fraktile der Blindwerte für die gut nachweisbaren Elemente. Durch das Entfernen der Ausreißer und die Berechnung anhand der logarithmierten Blindwerte liegen die Mittelwerte hier niedriger als in Tabelle 3.

Bei den anderen Stoffen (Arsen, Chrom, Kupfer und Vanadium) werden die Blindwerte zu 0 mg/l angesetzt.

Tabelle 6: Mittelwerte und 10 %-Fraktile der Konzentrationen der Blindwerte Versuchssand

Bezeichnung	Parameter					
	OH	Na	K	SO ₄	Al	Zn
	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	2	3	4	5	6	7
Mittelwert	0,0002448	3,24	4,94	20,91	0,63	0,05
10 %-Fraktile	0,0000135 4	1,45	3,29	13,74	0,15	0,02

4.2.1.2 Messwerte

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Frischbetonauslaugung bei gesättigtem und ungesättigtem Sand der Körnung 0/4 mm (s. Abschnitt 2.2.2) beschrieben. Ausgehend von der Konzentration im Eluat wurde die eluierbare Menge im Sand in mg/kg bestimmt und statistisch ausgewertet. Da die Nachweisgrenzen bei den ersten Versuchen zu hoch lagen, konnten diese Ergebnisse bei der Auswertung nicht berücksichtigt werden. In den Fällen, bei denen die Nachweisgrenze im Bereich der Messwerte lag, wurde als Messwert die Nachweisgrenze angenommen. Lagen alle Messwerte unter der Nachweisgrenze, so ist dies in den folgenden Tabellen und Grafiken angegeben.

Die Versuchsergebnisse sind schichtweise ausgewertet worden, dabei lagen jeweils 4 bis 8 Messwerte aus 2 bis 4 Versuchen vor. Die Daten wurden jeweils auf Lognormalverteilung überprüft; i. d. R. war der Kolmogoroff-Smirnow-Test erfüllt, bei As, Cu und V lagen die Werte jedoch häufig auf / unter der Nachweisgrenze, so dass keine Auswertung möglich

war. Anschließend wurden die Ausreißer entsprechend DIN 53804 ermittelt und aussortiert (max. ein Ausreißer je Element und Schicht).

Die Mittelwerte der statischen Versuche von B1 auf wassergesättigtem Sand sind in Tabelle 7 gegeben. Tabelle 8 zeigt die Schwankungsbreite dieser Messwerte.

Tabelle 7: Mittelwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten des statischen Versuchs - B1 auf gesättigtem Sand.

Stoff	Einheit	Schicht 1	Schicht 2	Schicht 3	Schicht 4	Schicht 5
1	2	3	4	5	6	7
OH	mmol/kg	4,59272	0,02495	0,00672	0,00105	0,00113
Na	mg/kg	13,8	6,8	5,2	3,4	4,5
K		154,7	60,3	22,7	9,9	6,9
SO ₄		120,4	64,1	55,1	24,7	24,3
As		0,010	0,012	0,008	0,006	< 0,005
Al		19,67	3,19	2,45	0,60	1,57
Cr		0,071	0,026	0,007	0,007	0,011
Cu		< 0,05	0,006	0,008	0,008	0,007
V		< 0,25	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Zn		< 0,25	0,039	0,007	0,037	0,044

Tabelle 8: Minimal- und Maximalwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten – B1 auf gesättigtem Sand

Stoff	Einheit	Schicht 1		Schicht 2		Schicht 3		Schicht 4		Schicht 5	
		Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
OH	mmol/kg	2,0993	8,552	0,007	0,303	0,0008	0,1556	0,00001	0,078	0,00004	0,0982
Na	mg/kg	6,00	38,50	4,00	9,50	4,00	7,00	1,50	5,50	2,50	7,00
K		98,50	252,50	30,00	98,00	8,00	44,50	4,50	21,00	5,00	9,00
SO ₄		30,00	240,50	27,00	141,00	17,00	191,50	10,50	60,00	14,50	39,00
As		0,010	0,020	0,005	0,049	0,005	0,020	0,005	0,010	0,005	0,010
Al		16,50	22,50	1,25	8,94	0,90	18,50	0,10	3,78	0,37	18,03
Cr		0,025	0,100	0,015	0,050	0,005	0,095	0,005	0,010	0,005	0,050
Cu		< 0,05	< 0,05	0,005	0,010	0,005	0,030	0,005	0,030	0,005	0,025
V		< 0,25	< 0,25	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Zn		< 0,25	< 0,25	0,025	0,055	0,045	0,130	0,030	0,125	0,025	0,100

Es ist zu erkennen, dass z. T. sehr starke Schwankungen in den einzelnen Versuchen auftreten. Vergleicht man die Streubreite mit den Daten der Blindversuche (Tabelle 3), so erkennt man, dass vor allem bei Sulfat und Zink die schlechte Reproduzierbarkeit der Ergebnisse durch die hohen Schwankungen der Gehalte im Versuchssand begründet ist. Die Aussagekraft der Versuche wird dadurch eingeschränkt.

Die Tabellen der Mittelwerte und Schwankungsbreiten des Betons B1 auf ungesättigtem Sand und die entsprechenden Tabellen für B2 sind im Anhang A, Tabellen A5 bis A10, gegeben. Im Folgenden werden hier die Mittelwerte der einzelnen Schichten der Betone unter den beiden Versuchsbedingungen – gesättigter und ungesättigter Sand – gegenübergestellt.

4.2.1.2.1 Auslaugung von Alkalien

Die Bilder 9 und 10 zeigen die mittlere Konzentration von Natrium in den einzelnen Bodenschichten nach dem Aufbringen von Beton B1 und B2 auf gesättigtem und ungesättigtem Sand. In den Diagrammen ist der Blindwert mit angegeben, um den Vergleich zu erleichtern.

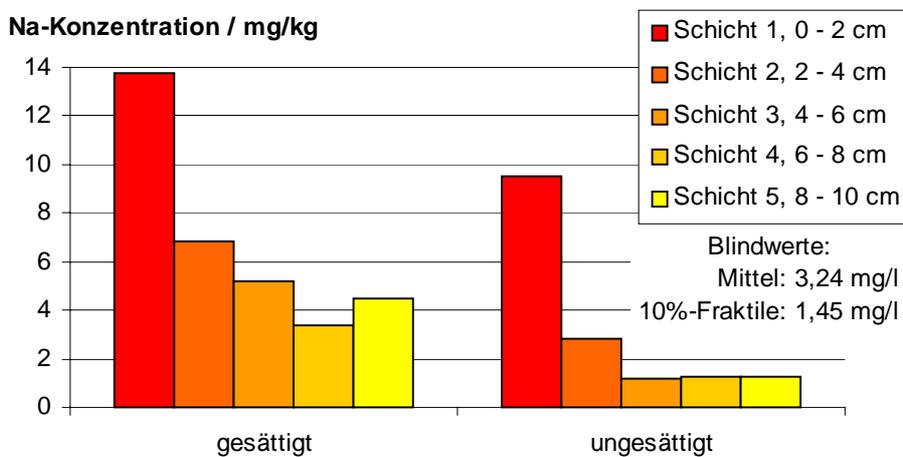


Bild 9: Natriumgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B1

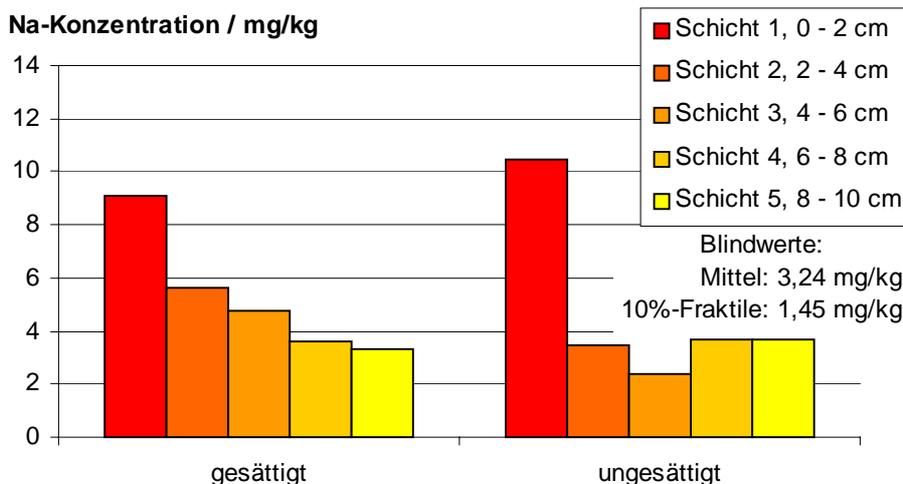


Bild 10: Natriumgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B2

Charakteristisch ist der deutliche Abfall der Natriumkonzentration mit der Tiefe. Im ungesättigten Fall wird ein steilerer Abfall gemessen, d. h. die ausgelaugten Schadstoffmengen konzentrieren sich in der ersten Schicht, die Ausbreitung in die Tiefe verzögert sich. In 10 cm Tiefe wird der Blindwert in einigen Fällen noch überschritten. Die Unterschiede zwischen Beton B1 und B2 können in Anbetracht der Messgenauigkeit nicht als relevant angesehen werden.

Bei Kalium wurde im ungesättigten Fall ebenfalls eine steilere Abnahme der Konzentration in den Schichten festgestellt (s. Bild 11 und 12). Im gesättigten Fall ist die Kaliumkonzentration in 10 cm Tiefe noch leicht erhöht, während sie bei dem ungesättigten Sandbett bereits das Niveau der Blindwerte erreicht hat. Bei B2 werden in der ersten Schicht höhere Werte für den ungesättigten Fall gemessen. Aufgrund der relativ hohen Schwankungsbreiten müssen die Unterschiede zwischen gesättigtem und ungesättigtem Boden jedoch eher als zufällig betrachtet werden.

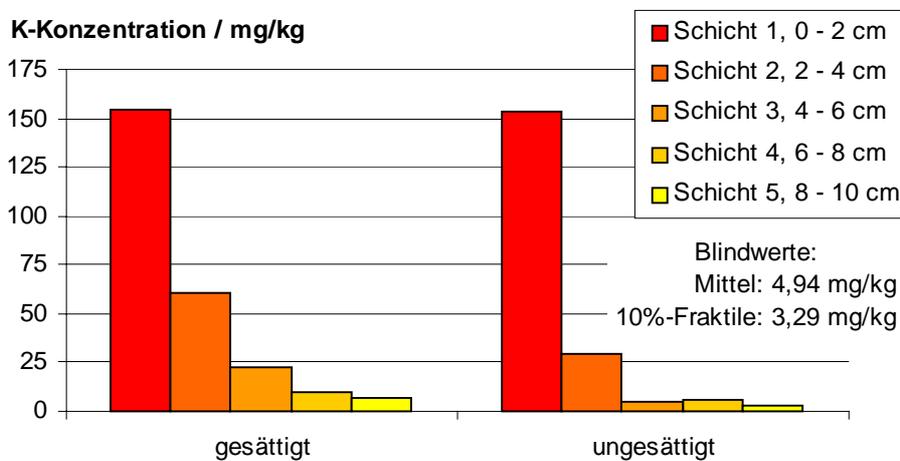


Bild 11: Kaliumgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B1

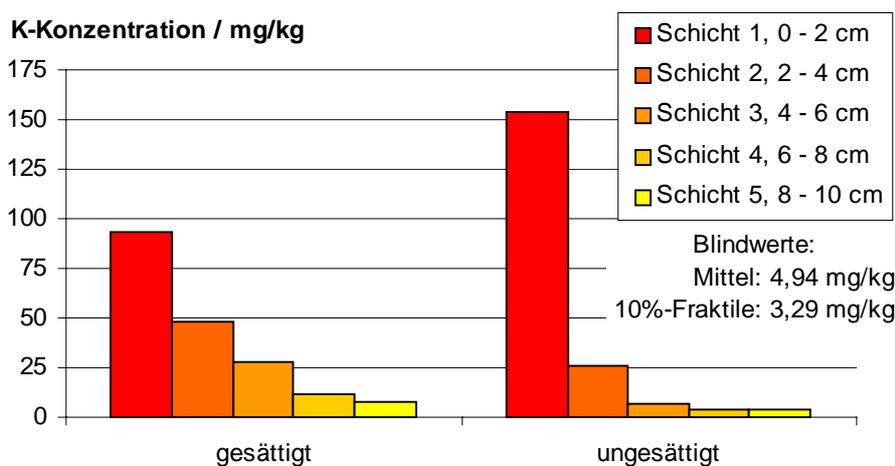


Bild 12: Kaliumgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B2

4.2.1.2.2 Auslaugung von Sulfat und Aluminium

Neben den Alkalien sind Sulfat und Aluminium in höheren Konzentrationen im Beton enthalten. Sie zählen nicht zu den Spurenelementen. Die Auslaugung dieser beiden Stoffe ist in den Bildern 13 bis 16 dargestellt.

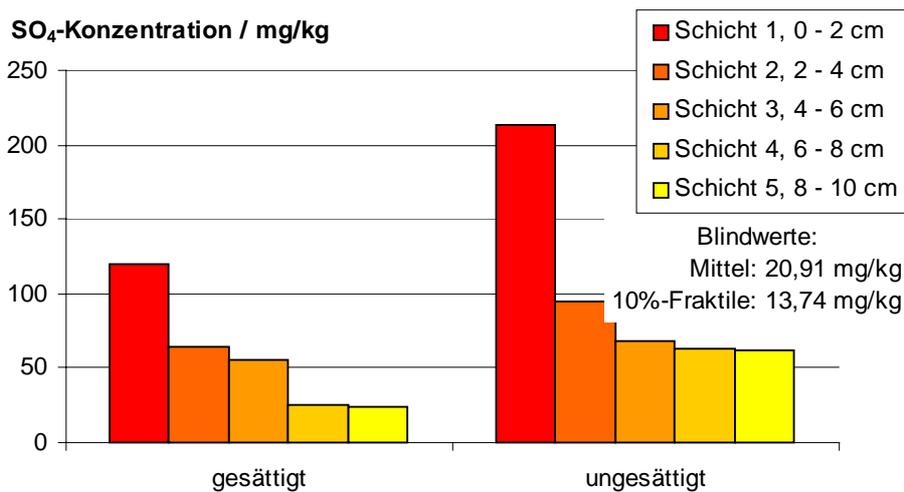


Bild 13: Sulfatgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B1

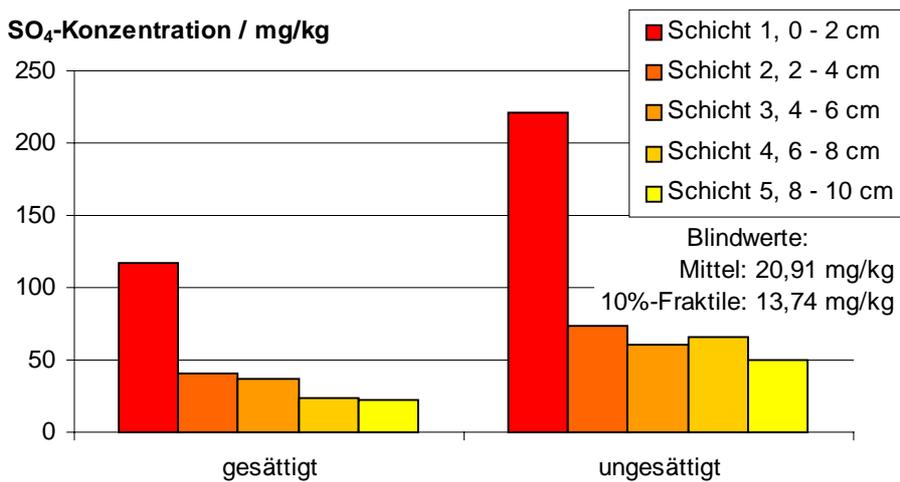


Bild 14: Sulfatgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B2

Bei Sulfat werden teilweise auch noch in 10 cm Tiefe gegenüber den Blindwerten erhöhte Sulfatgehalte gemessen, allerdings ist zu beachten, dass die Blindwerte von Sulfat stark schwanken (s. Tabelle 3). Sowohl bei B1 als auch bei B2 werden für Sulfat deutlich höhere Freisetzungsraten auf ungesättigtem Sand gemessen.

Aluminium dagegen wird im gesättigten Fall verstärkt ausgelaugt (s. Bild 15 und 16). Der Abfall der Konzentration mit der Tiefe ist hier besonders ausgeprägt.

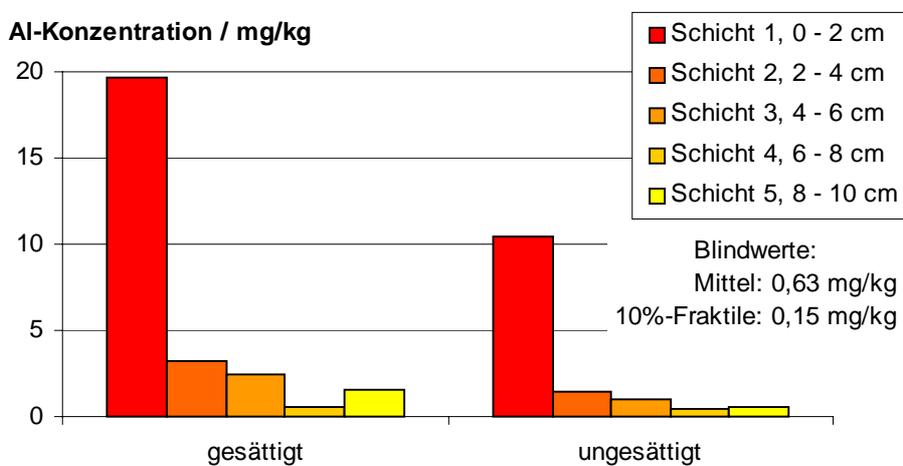


Bild 15: Aluminiumgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B1

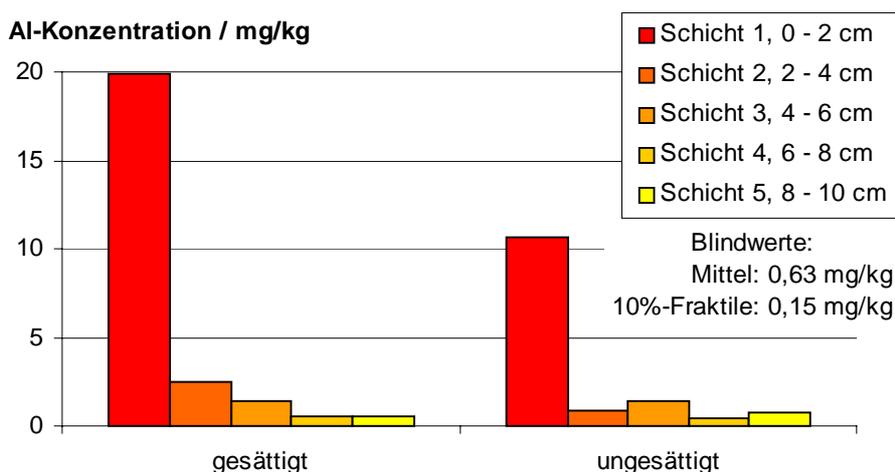


Bild 16: Aluminiumgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B2

4.2.1.2.3 Auslaugung von Spurenelementen

Die Auslaugung von Kupfer und Zink ist in den Bildern 17 bis 20 dargestellt. Sie erscheint nach den bisherigen Versuchen vernachlässigbar, wobei aufgrund der anfangs zu hohen Nachweisgrenze z. T. keine Aussage über die Auslaugung in der ersten Schicht getroffen werden kann.

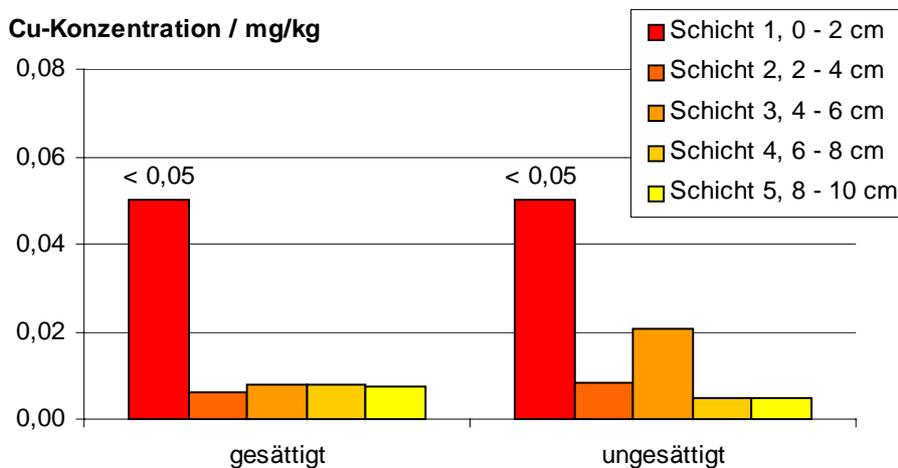


Bild 17: Kupfergehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B1

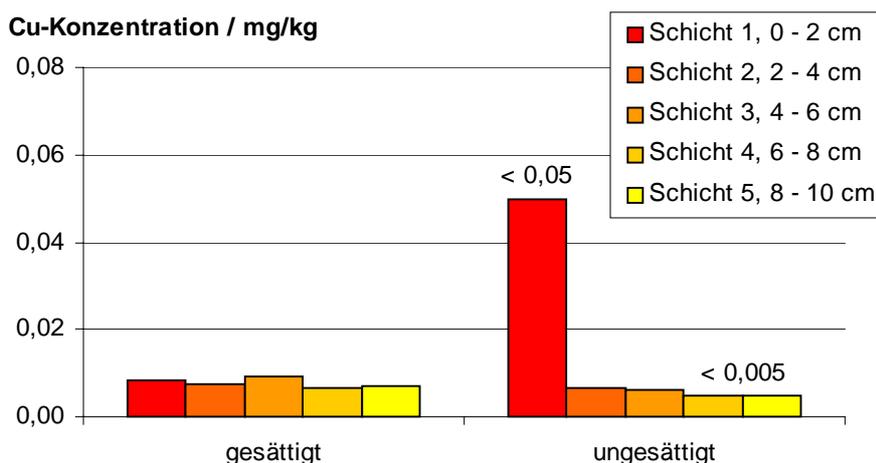


Bild 18: Kupfergehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B2

Der Kupfergehalt der Blindwerte schwankt um die Nachweisgrenze von 0,005 mg/kg. Dieser Wert wird nur bei B1 in Schicht 3 beim ungesättigten Boden signifikant überschritten. Allerdings liegt hier der Gehalt der 2. Schicht unter dem der 3., was darauf schließen lässt, dass der hohe Kupfergehalt in Schicht 3 nicht aus dem Beton, sondern aus einer Verunreinigung des Sandbetts stammt. Die erste Schicht ist bei B1 nicht auswertbar, bei B2 liegen Messwerte für die erste Schicht bei gesättigtem Boden vor. Sie sind gegenüber den tieferen Bodenschichten nicht erhöht.

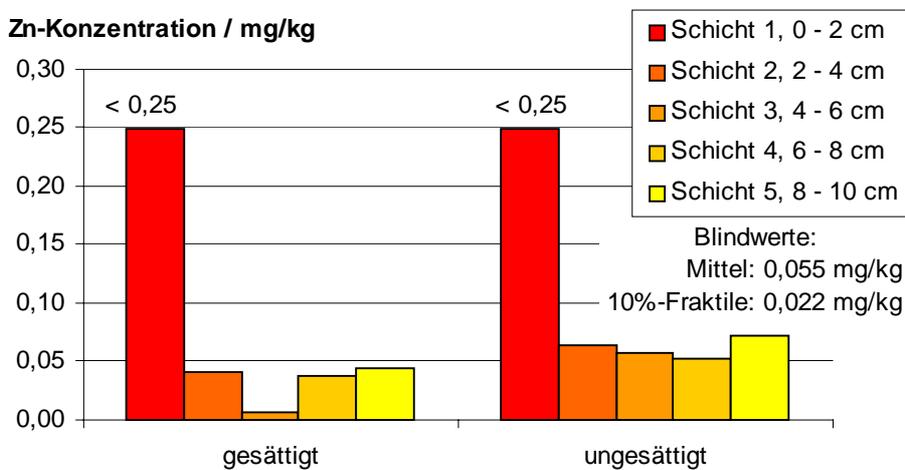


Bild 19: Zinkgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B1

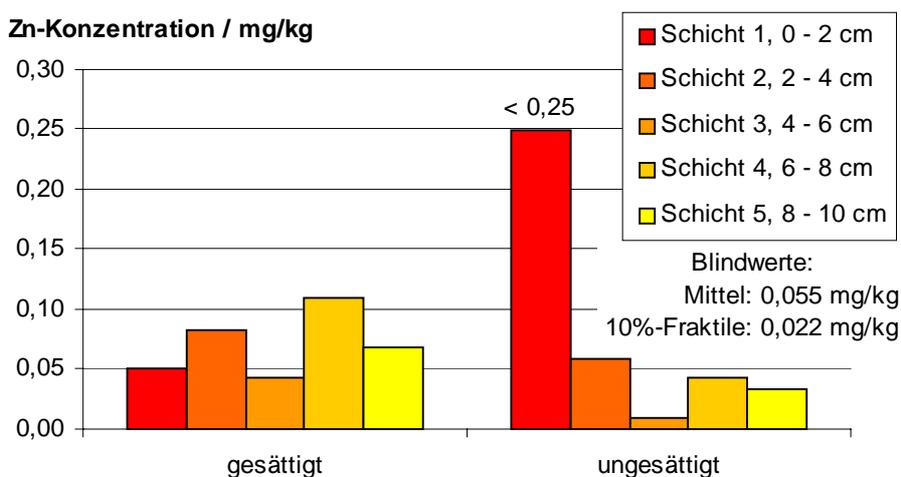


Bild 20: Zinkgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B2

Die erste Schicht ist auch bei Zink nur bei B2 auf gesättigtem Boden auswertbar. Die Messwerte schwanken hier, wie auch in den tieferen Schichten um den Mittelwert der Blindwerte, wobei die Schwankungsbreite deutlich größer ist als bei Kupfer.

Es ist davon auszugehen, dass durch die hier untersuchten Betone keine schädliche Verunreinigung des Bodens mit Zink und Kupfer auftritt. Dies wird auch durch die dynamischen Versuche (s. Abschnitt 4.3.2.2.1) bestätigt. Kupfer und Zink werden daher bei der Modellierung nicht berücksichtigt.

Vanadium wurde nur bei B2 im Sand nachgewiesen; die Konzentrationen sind in Bild 21 dargestellt. Bei B1 lag die Nachweisgrenze bei der ersten Schicht bei 0,25 mg/kg, so dass keine Aussage über die Schadstoffabgabe getroffen werden kann.

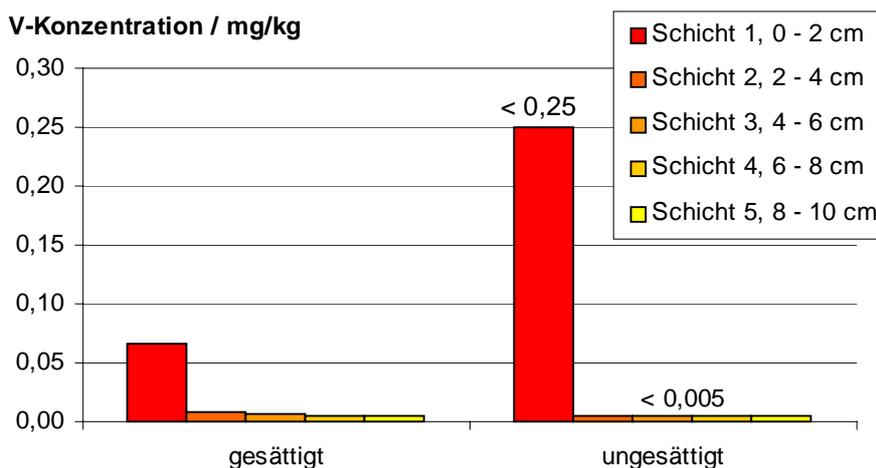


Bild 21: Zinkgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B2

Der Vanadiumgehalt erreicht im gesättigten Fall in der ersten Schicht einen Wert von 0,066 mg/kg und fällt dann schnell auf die Nachweisgrenze von 0,005 mg/kg ab.

Für Arsen und Chrom konnten vollständige Tiefenprofile aufgestellt werden, die in den Bildern 22 bis 25 dargestellt sind.

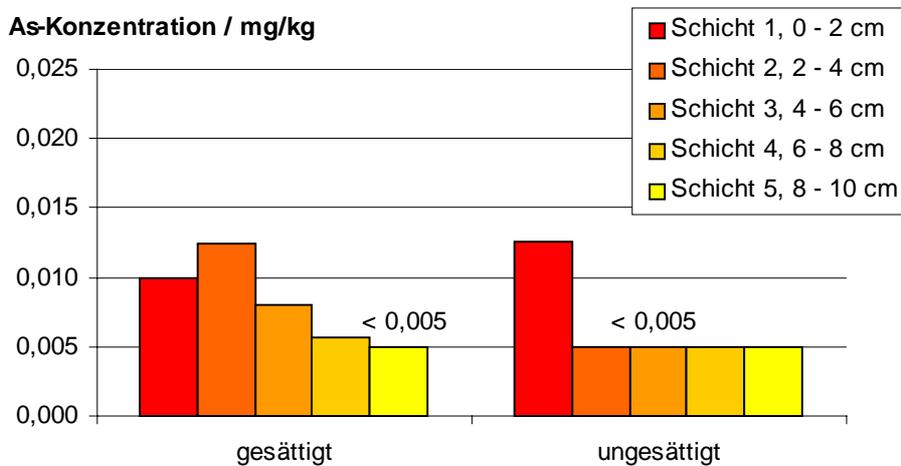


Bild 22: Arsengehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B1

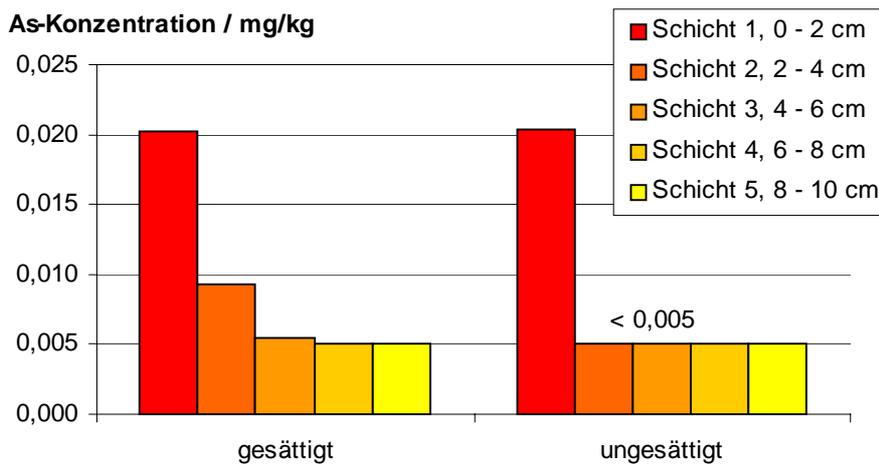


Bild 23: Arsengehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B2

Der Arsengehalt liegt bei maximal 0,02 mg/kg in der ersten Schicht und fällt bei allen Versuchen innerhalb der ersten 10 cm auf Werte unter der Nachweisgrenze von 0,005 mg/kg ab. Signifikante Unterschiede zwischen gesättigtem und ungesättigtem Untergrund sind nicht feststellbar. B2 setzt tendenziell höhere Arsenmengen frei. Im dynamischen Versuch an B1 konnte kein umweltrelevanter Anstieg der Arsenkonzentration bestimmt werden (s. Abschnitt 4.3.2.2.1), so dass Arsen bei der Modellierung nicht betrachtet wird. Bei B2 ist u. U. mit einem kurzfristigen Anstieg der Arsenkonzentration im Kontaktgrundwasser zu rechnen, hier liegen jedoch keine Ergebnisse von dynamischen Versuchen vor.

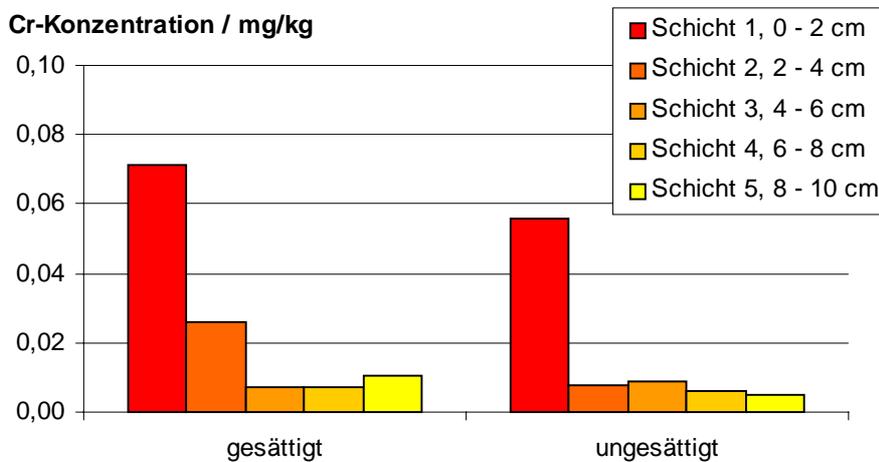


Bild 24: Chromgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B1

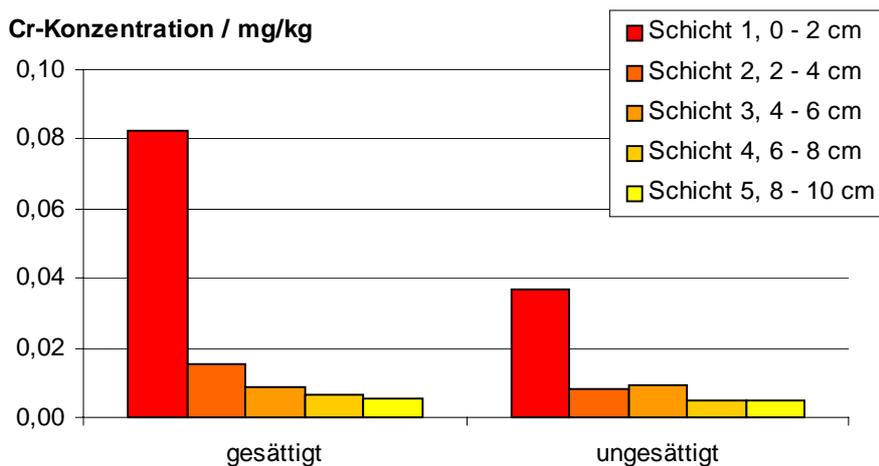


Bild 25: Chromgehalt in den Sandschichten nach der Durchführung des statischen Versuchs mit Betonmischung B2

Die Chromauslaugung ist deutlich stärker als die Arsenfreisetzung, es werden Konzentrationen bis 0,082 mg/kg gemessen, die innerhalb von 10 cm Tiefe auf 0,005 mg/kg abfallen (Nachweisgrenze). Bei gesättigtem Untergrund treten höhere Auslaugraten auf; B1 und B2 unterscheiden sich nicht signifikant.

4.2.1.3 Zusammenfassung der Ergebnisse des statischen Versuchs

Basierend auf den Ergebnissen aus dem statischen Versuch wurden Freisetzungen (in mg/m^2 Betonoberfläche) für die Elemente berechnet, bei denen eine signifikante Auslaugung festgestellt wurde. Dabei wurden die in den einzelnen Schichten freigesetzten Stoffmengen aufaddiert und auf die Betonoberfläche bezogen. Bei Na, K, SO_4 und Al wurde der Blindgehalt von den Messwerten abgezogen; die Ergebnisse sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Tabelle 9: Freisetzungen von Na, K, SO_4 , Al, As und Cr im statischen Versuch unter Berücksichtigung der Blindwerte

Beton	Versuchsbedingung		Na	K	SO_4	Al	As	Cr	V
-	-		mg/m^2						
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
B1	ge-sättigt	Abzug des Mittelwerts der Blindwerte	574,1	7563,5	6054,8	801,46	1,35	4,01	n. n.
		Abzug der 10%-Fraktile der Blindwerte	867,6	7834,1	7234,1	880,03			
	unge-sättigt	Abzug des Mittelwerts der Blindwerte	-6,6	5677,3	13084,9	351,59	1,07	2,75	n. n.
		Abzug der 10%-Fraktile der Blindwerte	286,8	5947,9	14264,1	430,16			
B2	ge-sättigt	Abzug des Mittelwerts der Blindwerte	335,3	5377,5	4483,0	715,9	1,48	3,90	3,00
		Abzug der 10 %-Fraktile der Blindwerte	628,8	5648,0	5662,3	794,4			
	unge-sättigt	Abzug des Mittelwerts der Blindwerte	246,8	5598,8	12065,4	361,9	1,33	2,13	n. n.
		Abzug der 10%-Fraktile der Blindwerte	540,2	5869,4	13244,7	440,5			

n. n. : Aufgrund zu hoher Nachweisgrenze nicht nachweisbar

In /3/ wurde festgestellt, dass Betone ohne Betonverflüssiger auf teilgesättigtem Boden zu höheren Auslaugraten führen als auf gesättigtem Boden. Diese Beobachtung kann nur für Sulfat und teilweise für Kalium bestätigt werden. Die übrigen Elemente werden bei gesättigtem Boden verstärkt ausgelaugt. In den Versuchen wurden in den unteren Schichten z. T. Messwerte unter dem durchschnittlichen Blindwert gefunden. Dadurch treten bei Abzug der Mittelwerte zu geringe Freisetzungen auf, bei Natrium wird der Wert sogar negativ. Es ist

daher sinnvoll, bei der Modellierung von den Freisetzungen nach Abzug der 10 %-Fraktile auszugehen. Die berechneten Schadstoffkonzentrationen liegen dann auf der sicheren Seite.

Die Elemente Na, K, SO₄, Al und Cr zeigen bei gesättigtem Boden für B1 deutlich höhere Freisetzungen. Bei ungesättigtem Boden ist dieser Effekt nicht so ausgeprägt, K, SO₄ und Al liegen für beide Betone in der gleichen Größenordnung, Chrom wird auch bei ungesättigtem Boden in deutlich höherem Umfang aus B1 eluiert. Na wird im ungesättigten Fall in stärkerem Maße aus B2 eluiert, wobei hier auch die Schwankungen in den Blindwerten eine Rolle spielen können. Die Arsenfreisetzung ist unabhängig von der Bodenfeuchte bei B2 höher.

Die Betone unterscheiden sich nur im Zement- und Flugaschegehalt (s. Abschnitt 4.1). Tabelle 10 enthält die berechneten Gesamtgehalte der Betonmischungen, wobei keine Analyse des Zuschlags durchgeführt wurde. Hier wurde auf die Werte aus /1/ für einen vergleichbaren Quarzzuschlag zurückgegriffen. Die Gehalte der übrigen Ausgangsstoffe sind im Anhang A, Tabellen A1 und A2, zu entnehmen.

Tabelle 10: Gesamtgehalte der untersuchten Elemente in den Betonmischungen

Stoff	Einheit	Beton B1	Beton B2
1	2	3	4
Natrium, Na	mg/kg	149,86	254,92
Kalium, K		945,35	1603,34
Sulfat, SO ₄		6351,76	5420,47
Aluminium, Al		4150,14	7110,40
Arsen, As		0,62	4,41
Chrom (gesamt), Cr		15,23	15,82
Kupfer, Cu		11,32	10,66
Vanadium, V		n. b.	n. b.
Zink, Zn		79,77	71,18

n. b.: nicht bestimmt

Durch den Zusatz von Flugasche sind die Gesamtgehalte von Na, K, SO₄ und As deutlich, der Chromgehalt leicht erhöht. Allein aufgrund der Gesamtgehalte müsste der Beton B2 zu höheren Auslaugraten führen. Dies bestätigt sich in den Versuchen jedoch i. d. R. nicht. Offenbar sind die Stoffmengen aus der Flugasche nicht im gleichen Maße mobilisierbar wie

die Gehalte aus dem Zement, so dass der geringere Zementgehalt von B2 sich meist positiv auf die Auslaugung auswirkt. Eine Ausnahme bildet Arsen, der Gesamtgehalt von B2 ist hier rund 7 mal so hoch wie der Gehalt von B1 und das Arsen der Flugasche zeigt eine messbare, wenn auch geringe, Mobilisierbarkeit. Dadurch sind die Arsenfreisetzungen von B2 im Vergleich zu B1 um ca. 10 – 25 % erhöht. Da die Arsenfreisetzung jedoch insgesamt niedrig ist, erscheint dieser Anstieg für die gegebene Fragestellung von untergeordneter Bedeutung.

Insgesamt ist festzustellen, dass sich der Austausch von Zement durch Flugasche positiv auf die Frischbetonauslaugung auswirkt, da die Flugasche erst im späteren Verlauf der Hydratation reagiert und daher z. B. Schwermetalle für eine Auslaugung im betrachteten Zeitraum der ersten 24 h nicht zur Verfügung stehen.

4.3 Dynamischer Versuch

4.3.1 Beobachtungen und Änderungen bei der Durchführung des dynamischen Versuchs

Die ersten dynamischen Versuche mit B1 wurden analog zu /2/ mit dem Versuchssand 0/4 mm (s. Abschnitt 2.2.2) und 5 Pegeln in der in Bild 3 dargestellten Aufstellung durchgeführt. Die drei nach Versuchsplan vorgesehenen Versuche zeigten starke Schwankungen, so dass der Versuch zusätzlich zweimal wiederholt wurde. Trotz der Wiederholungen konnte keine klare Tendenz festgestellt werden, wie in Bild 26 beispielhaft für den pH-Wert am Pegel 1 gezeigt ist.

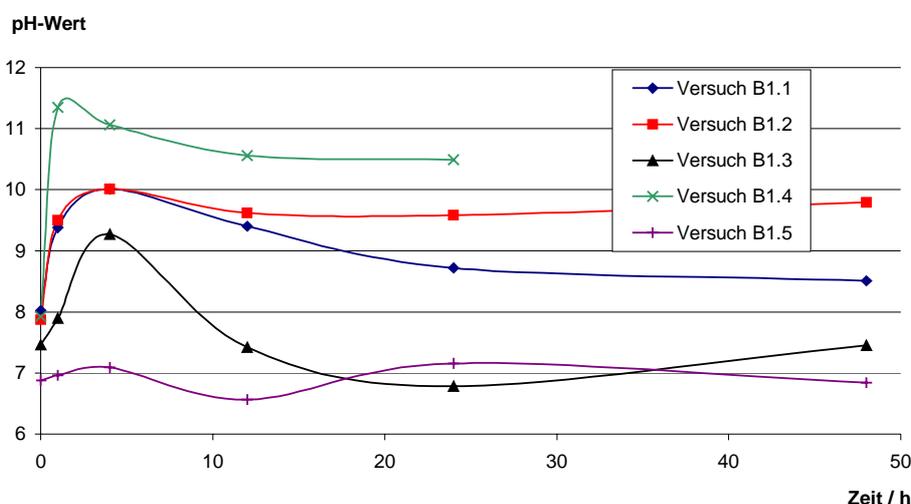


Bild 26: pH-Werte des ersten Pegels in den Versuchen 1 bis 5 mit B1.

Die Schwankungen sind zu groß, um auf Grundlage dieser Messwerte eine Aussage über das Auslaugverhalten von Frischbeton zu machen. Offensichtlich lag ein systematischer Fehler vor. Zur Fehleranalyse musste das Versuchsprogramm stark erweitert werden. Zunächst sind vier Vorversuche ohne Austausch des Sandbetts durchgeführt worden, bei denen die Aufstellung der Pegel und die Sandfüllhöhe variiert wurden.

Beim ersten Vorversuch standen die fünf Pegel in einer Reihe im Abstand von 0,25 m hinter der Betonauflage, um ein seitliches Vorbeifließen des mit ausgelaugten Substanzen befrachteten Wassers auszuschließen. Die Analyse der Eluate wurde auf die Bestimmung des pH-Werts und der Leitfähigkeit begrenzt. Parallel erfolgte die pH-Wert-Messung kontinuierlich in der oberen durchfeuchteten Sandschicht (ca. 5 cm unter dem Wasserspiegel). Die pH-Elektroden wurden dazu in die Pegelrohre gestellt.

Es wurde innerhalb von 24 h keine nennenswerte pH-Wert-Erhöhung gemessen. Durch Aufsprühen von Phenolphthalein konnten die Bereiche im Sand sichtbar gemacht werden, die einen pH-Wert von ca. 9 überschreiten. Auf diese Weise erhält man einen Anhaltspunkt für die Ausbreitung der OH^- -Ionen im Sand. Die Verfärbung beschränkte sich im Wesentlichen auf den Sand oberhalb des Wasserspiegels. Es kommt zu einer Anreicherung der Hydroxid-Ionen in der oberen Sandschicht, die Ausbreitung der ausgelaugten Stoffe wird durch kapillares Saugen der Sandauflage gestört. Im folgenden wurden unterschiedliche Versuche unternommen, das Saugen zu unterbinden (Angleichen der Sandfüllhöhe mit der Wasserspiegellhöhe, Aufbringen einer Kiesschüttung), die jedoch andere Nachteile mit sich brachten. Schließlich wurde eine Abdeckung aus Plexiglas hergestellt, die eine Verdunstung des Wassers von der Sandoberfläche aus behindert.

In den weiteren Vorversuchen wurden die Pegel auf zwei und später drei Reihen verteilt (2-3 Pegel je Reihe). Der Phenolphthalein-Test, der im Anschluss an die Versuche durchgeführt wurde zeigte, dass die Ausbreitung im Wesentlichen im mittleren Bereich der Wanne erfolgte, also zwischen den Pegeln. Da die Ergebnisse eine gute Reproduzierbarkeit zeigten, wurde die Versuchseinrichtung neu befüllt und die Pegel wieder über die ganze Länge verteilt mittig aufgestellt.

Allerdings stellten sich bei den folgenden Versuchen wieder Schwankungen und zu geringe Messwerte ein. Der Phenolphthaleintest zeigte, dass das befrachtete Wasser seitlich an den Pegeln vorbeiläuft (s. Bild 27). Offensichtlich bilden sich Strömungskanäle im Sand jeweils so aus, dass sie an den Pegeln vorbei führen.



Bild 27: Beispiel für Phenolphthaleintest, ca. 1 cm unter der ursprünglichen Sandoberfläche

Zunächst wurde vermutet, dass die Eluatentnahme die Ausbildung der Strömungskanäle im Sand beeinträchtigt. In der 2. Vorversuchsreihe, bei der auch ein Versuch ohne Probenentnahme durchgeführt wurde (nur kontinuierliche pH-Wert-Messung), hat sich jedoch gezeigt, dass nicht die Entnahme, sondern die Pegel selbst die Ursache der Störungen darstellen. Offenbar ist der Fließwiderstand in die Pegel hinein größer als im Sand. Daher fließt das Wasser bevorzugt um die Pegel herum.

Bild 28 zeigt die Entwicklung der OH^- -Ionen-Konzentration, die sich ergibt, wenn keine Pegel eingegraben werden und der pH-Wert direkt durch Eintauchen der Elektroden in den Sand gemessen wird. Die dargestellten Werte sind jeweils Mittelwerte von 5 Messstellen in gleicher Entfernung von der Betonaufgabe, gemessen wurde etwa 2 cm unter dem Wasserspiegel.

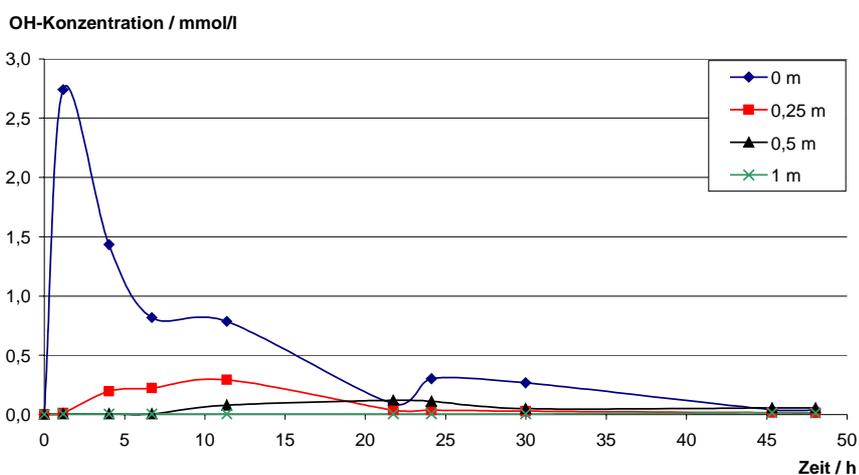


Bild 28: Entwicklung der OH^- -Ionen-Konzentration bei der Messung ohne Pegel, direkt im Sand (B1)

Bei zeitgleichen Messungen in gleicher Entfernung von der Betonauflage traten starke Abweichungen auf. Beispielhaft sind die Ergebnisse aus dem Messbereich, der direkt hinter der Betonauflage ermittelt wurde, in Bild 29 dargestellt.

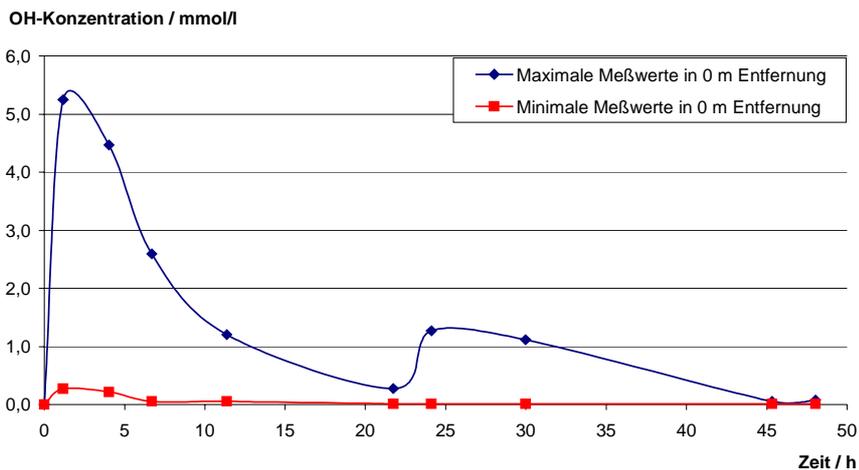


Bild 29: Messbereich der 5 Messpunkte direkt hinter der Betonauflage

D. h. auch ohne Störung der Fließwege verläuft die Ausbreitung der eluierten Stoffe nicht gleichmäßig. Eine einzelne Entnahmestelle zur Feststellung der Elution über die Breite der Wanne ist in jedem Fall nicht ausreichend für ein repräsentatives Ergebnis.

Der große Fließwiderstand in die Pegel hinein resultiert daraus, dass sich das Vlies, das um die Pegel gewickelt wurde, um ein Versanden der Pegel zu vermeiden, mit Feinanteilen zusetzt. Um diesen Effekt zu umgehen, müsste ein abgestufter Filter um die Pegel herum angelegt werden. Das ist bei den gewählten Dimensionen der Wanne nicht möglich und auch nicht sinnvoll, da bei der Berechnung im Simulationsprogramm zu viele Inhomogenitäten zu berücksichtigen wären. Alternativ kann man bei der Probenahme das 2 bis 3-fache Volumen der Pegel absaugen und verwerfen und dann das nachfließende Wasser aus der weiteren Umgebung analysieren. Dies hat jedoch den Nachteil, dass keine klare Lokalisierung der Schadstoffkonzentration möglich ist, und sehr viel Wasser entnommen werden müsste, was bei der Berechnung in Form von Brunnen zu berücksichtigen wäre.

Diese Nachteile wurden durch Austausch des Sandbetts umgangen. Der neue Sand mit Körnung 1/2 mm enthält kein Unterkorn und trägt damit nicht zum Verstopfen der Pegel bei (s. Bild 1). Zusätzlich wurde ein gröberes Vlies gewählt, um den Fließwiderstand der Pegel möglichst gering zu halten. Nach einer Reihe von Probeversuchen mit diesem Sand sind

drei Versuche mit 10 Pegeln, wie in Bild 30 dargestellt, durchgeführt worden. Die Ergebnisse werden in Abschnitt 4.3.2 beschrieben.

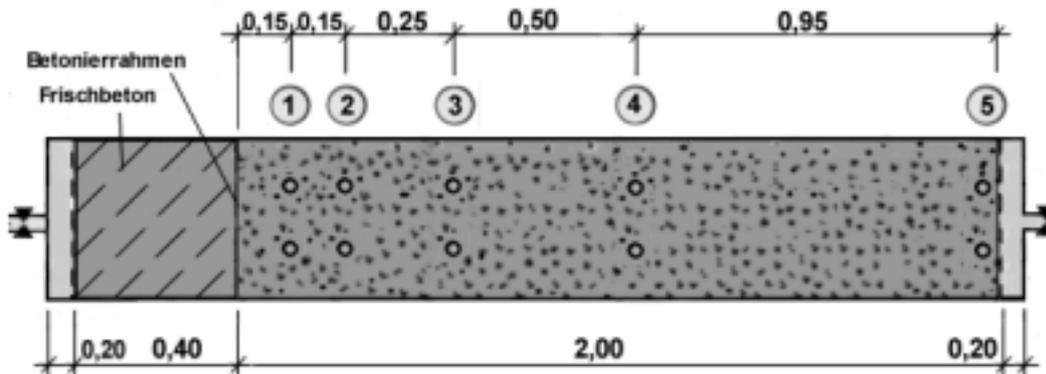


Bild 30: Endgültige Aufstellung der Pegel im dynamischen Versuch (Aufsicht)

4.3.2 Ergebnisse und Auswertung des dynamischen Versuchs

4.3.2.1 Hintergrundwerte

Insgesamt sind im Forschungsprojekt 23 dynamische Versuche durchgeführt worden. Acht Versuche waren Testversuche zur Fehleranalyse, bei denen nur der pH-Wert bestimmt wurde. Bei allen anderen Versuchen sind jeweils eine Probe des Leitungswassers und eine Blindprobe aus jedem Pegel entnommen worden. Es sind jedoch nicht bei jeder Probe alle Parameter bestimmt worden, so dass der Stichprobenumfang beim Leitungswasser je nach Parameter zwischen 7 und 15 liegt. Bei den Blindwerten aus den Pegeln liegen 28 bis 88 Messwerte vor.

Wie bei den Sandproben wurden Natrium, Kalium, Aluminium und Zink im Eluat und im Leitungswasser gemessen, zusätzlich wurde Kupfer in nachweisbaren Konzentrationen gefunden. Arsen, Chrom und Vanadium lagen an der Nachweisgrenze von 0,001 mg/l. In Tabelle 11 sind die Schwankungen der Blindwerte für die deutlich nachweisbaren Parameter dargestellt. Angegeben sind die eluierbaren Konzentrationen im Leitungswasser und in den Proben aus den Pegeln.

Tabelle 11: Schwankungsbreite der Blindwerte des Leitungswassers und des Wassers aus den Pegeln

Parameter	Einheit	Leitungswasser			Blindproben aus den Pegeln		
		Mittelwert	Min	Max	Mittelwert	Min	Max
1	2	3	4	5	6	7	8
OH-Ionen	mmol/l	0,002790	0,000054	0,006968	0,000702	0,000058	0,003742
Leitfähigkeit	µS/cm	181	155	206	188	150	506
Na	mg/l	8,53	6,30	13,00	9,73	7,60	23,50
K		6,50	1,30	39,00	3,50	1,50	18,10
SO ₄		26,33	15,80	35,20	30,38	17,80	145,00
Al		0,056	0,032	0,103	0,242	0,033	0,860
Cu		0,017	0,001	0,039	0,003	0,001	0,010
Zn		0,053	0,010	0,128	0,009	0,003	0,037

Es ist zu erkennen, dass die Gehalte von Na, SO₄ und Al im Wasser, das das Sandbett durchfließt, tendenziell höher sind als im Leitungswasser, d. h. diese Stoffe werden zusätzlich vom Sand freigesetzt, während K, Cu und Zn adsorbiert werden, so dass die Konzentration im Eluat geringer ausfällt. Es treten z. T. erhebliche Schwankungen in den Blindwerten auf.

Auch bei diesem Versuch wurden die Blindwerte einer statistischen Auswertung unterzogen, wobei die logarithmierten Werte eingesetzt wurden (vgl. Abschnitt 4.2.1.1).

Für diesen Test muss die Stichprobe klassiert werden; nach DIN 53804 Teil 1 ist es sinnvoll, eine Klassenbreite $w = R_n / \sqrt{n}$ zu wählen (R_n : Spannweite der Messwerte). Die aus den Klassenbreiten berechneten Klassenanzahlen wurde auf ganze Zahlen gerundet und die Stichproben wurden entsprechend klassiert.

Im χ^2 -Test vergleicht man dann die tatsächliche Anzahl von Messwerten in jeder Klasse mit denen, die sich bei Normalverteilung ergeben würden. Die Wahrscheinlichkeitsdichte $\varphi(x)$ der Normalverteilung wird jeweils in der Mitte der Klasse bestimmt. Um die Werte von φ mittels Tafelwerken berechnen zu können, wird die standardisierte Normalverteilung benutzt; die Klassenmitten x_j müssen dazu in die standardisierte Form $u_j = (x_j - m)/s$ umgerechnet werden.

Die theoretische Anzahl von Messwerten in der Klasse j ergibt sich dann zu:

$$n_j^* = w_j \cdot n/s \cdot \varphi(u_j) \quad \text{mit:} \quad \begin{array}{l} w_j : \text{Klassenbreite der Klasse } j, \\ n : \text{Stichprobenanzahl,} \\ s : \text{Standardabweichung} \end{array}$$

Aus n_j^* und der tatsächlich gemessenen Anzahl von Messwerten in der Klasse, n_j , kann der Prüfwert z wie folgt berechnet werden:

$$z = \sum_{j=1}^k \frac{(n_j - n_j^*)^2}{n_j^*} . \quad (4)$$

k entspricht dabei der Anzahl der Klassen. Da der Test Abweichungen in den Randklassen überbewertet, gibt es Kontrollbedingungen:

- n_j^* muss für alle Klassen mindestens 1 betragen,
- nur 20 % der n_j^* dürfen kleiner als 5 sein.

Sind diese Voraussetzungen nicht erfüllt, so müssen die Randklassen zusammengelegt werden /4/. Dadurch reduziert sich die Klassenanzahl k . Der Prüfwert wird mit dem Schwellenwert für $1-\alpha = 95\%$ verglichen, der z. B. in Tabelle 5 von /4/ abhängig von $f = k - 3$ tabelliert ist.

Die Tabellen 12 und 13 zeigen die Ergebnisse für alle nachweisbaren Elemente, wobei die Ausreißer (bestimmt nach Dixon für $n \leq 29$ und nach Grubbs für ≥ 30) aussortiert worden sind. Die Kontrolle bei OH, Na, K und SO_4 in den Blindproben aus den Pegeln erfolgte nach dem χ^2 -Test, alle übrigen Prüfwerte sind nach KOLMOGOROFF-SMIRNOW bestimmt worden.

Tabelle 12: Auswertung der Anpassungstests auf Normalverteilung für die logarithmierten Messwerte der OH⁻, Na⁻, K⁻, SO₄⁻, Al⁻, Cu und Zn-Konzentrationen im Leitungswasser

Bezeichnung	Parameter							
	OH	Leitfähigkeit	Na	K	SO ₄	Al	Cu	Zn
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Stichprobenumfang n	14	15	13	12	14	7	7	7
Schwellenwert Z	0,227	0,22	0,234	0,242	0,227	0,300	0,300	0,300
Prüfwert z	0,122	0,178	0,169	0,242	0,244	0,191	0,248	0,271

Tabelle 13: Auswertung der Anpassungstests auf Normalverteilung für die logarithmierten Messwerte der OH⁻, Na⁻, K⁻, SO₄⁻, Al⁻, Cu und Zn-Konzentrationen und der Leitfähigkeit in den Blindproben aus den Pegeln

Bezeichnung	Parameter							
	OH	Leitfähigkeit	Na	K	SO ₄	Al	Cu	Zn
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Stichprobenumfang n	88	85	85	87	85	42	29	41
Schwellenwert Z	9,49	12,6	11,1	9,49	9,49	0,137	0,165	0,138
Prüfwert z	5,20	60,4	22,08	69,79	43,56	0,088	0,305	0,071

Der Test ist erfüllt, wenn $z < Z$ beträgt. Nach den Ergebnissen der Anpassungstests sind im Leitungswasser die Logarithmen aller betrachteten Parameter normalverteilt, mit Ausnahme von Sulfat. Im Wasser der Blindproben aus dem Sandbett sind es nur die Logarithmen von OH⁻-Ionen, Aluminium und Zink. Alle anderen Stoffe und die Leitfähigkeit sind nicht lognormal verteilt.

Die Bilder 31 und 32 zeigen die Verteilungen von OH⁻-Ionen und Natrium als Beispiele, die übrigen Verteilungen sind im Anhang B, Bilder B6 bis B13, dargestellt

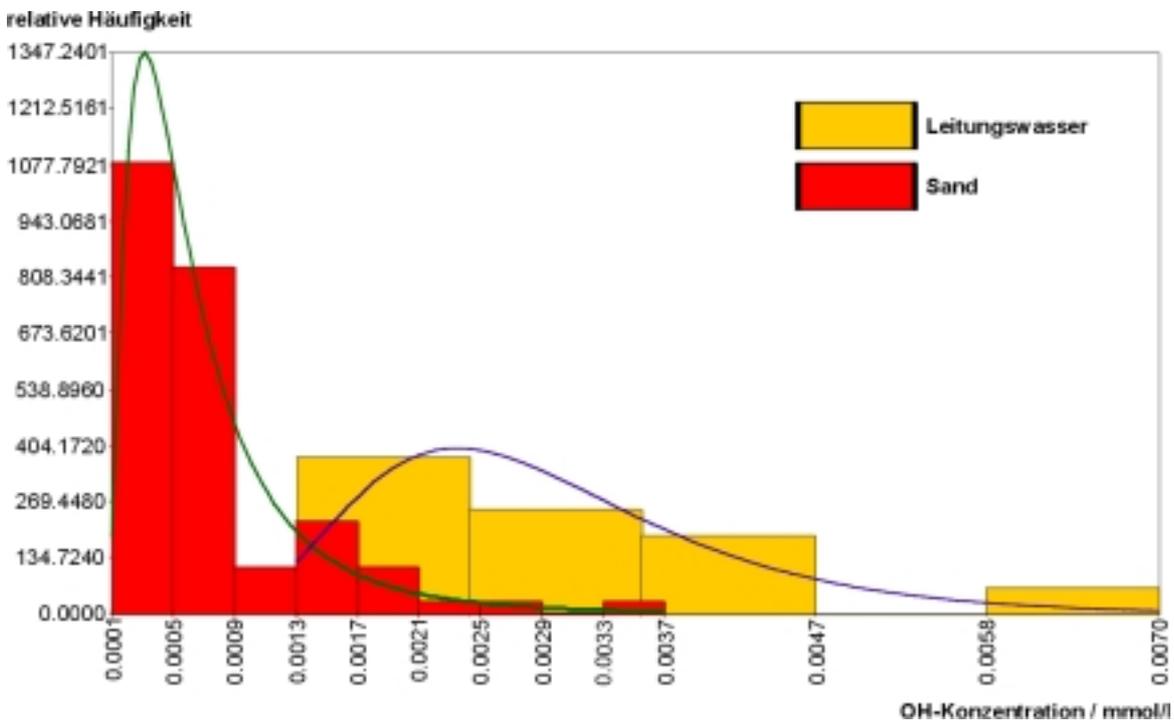


Bild 31: Verteilung der OH-Ionen-Konzentration in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

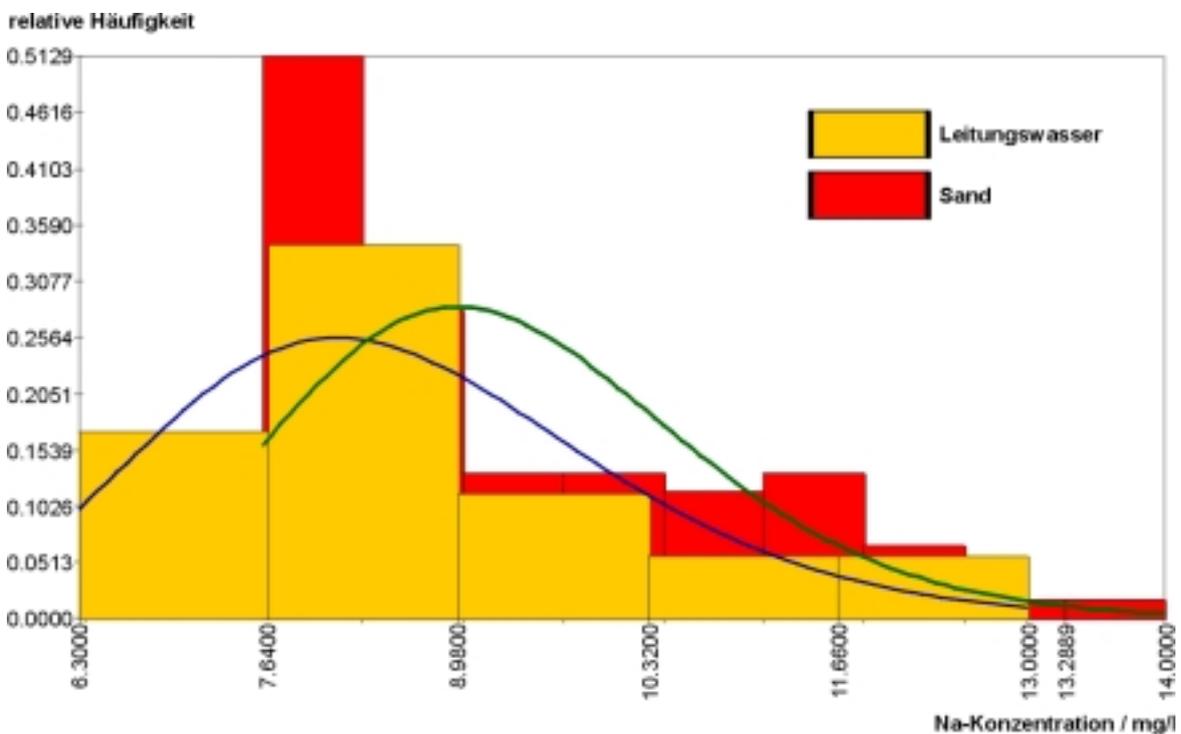


Bild 32: Verteilung der Natriumkonzentration in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

Wie beim statischen Versuch werden bei der Auswertung die Hintergrundwerte von den Messwerten abgezogen. Zwei Fälle werden betrachtet:

1. Um die durchschnittliche Verunreinigung festzustellen, wird der Mittelwert der ausreißerbereinigten Blindwerte aus den Pegeln von den Messwerten, die nach der Betonage gemessen wurden, abgezogen.
2. Im Sinne einer „worst-case“-Betrachtung wird der Wert angesetzt, der in 90 % der Fälle von den Blindwert überschritten wird.

Auch hier wird die Lognormal-Verteilung angesetzt (vgl. Abschnitt 4.3.2.1). Die Mittelwerte und 10 %-Fraktile der Blindwerte für die gut nachweisbaren Elemente sind in Tabelle 14 enthalten, bei den anderen Stoffen (Arsen, Chrom und Vanadium) werden die Blindwerte zu 0 mg/l angesetzt.

Tabelle 14: Mittelwerte und 10 %-Fraktile der Konzentrationen der Blindwerte im Wasser aus den Pegeln

Bezeichnung	Parameter							
	OH	Leitfähigkeit	Na	K	SO ₄	Al	Cu	Zn
	mmol/l	µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Mittelwert	0,0005130	177	9,37	2,85	27,10	0,215	0,0023	0,0075
10 % -Fraktile	0,0001864	152	7,29	1,51	18,09	0,112	0,0012	0,0039

4.3.2.2 Messergebnisse

4.3.2.2.1 Allgemeines

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der drei Versuche entsprechend Bild 30 vorgestellt. Zwei Vorversuche wurden unter den gleichen Rahmenbedingungen, jedoch mit reduziertem Analyseaufwand durchgeführt. Die Konzentrationen im Eluat dieser Versuche wurden berücksichtigt, soweit Ergebnisse vorlagen.

Trotz der Verbesserungen an der Versuchseinrichtung treten noch deutliche Streuungen in den Messergebnissen auf. Die beiden Pegel in gleicher Entfernung liefern z. T. sehr starke

Unterschiede, so dass entschieden wurde, jeweils nur den Pegel zu betrachten, der die höheren Schadstoffkonzentrationen zeigt. Im Bild 33 sind diese Maximalwerte der 3 Versuche beispielhaft für die Kaliumkonzentration am ersten Pegel gezeigt. Dargestellt ist die K-Konzentration über der Zeit.

Die Messwerte der drei Versuche schwanken deutlich, an dem gemessenen Pegel liegt die Differenz des kleinsten und größten Messwerts bei 50,2 mg/l, das sind ca. 40 % des höchsten Messwerts.

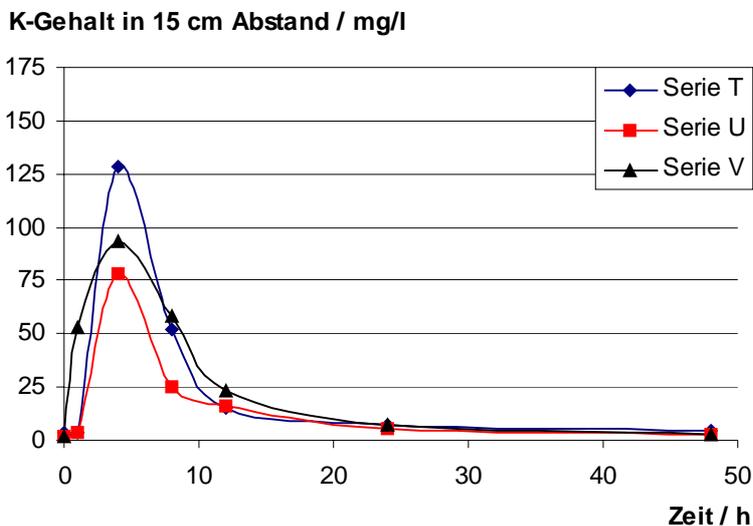


Bild 33: Kaliumkonzentrationen bei den drei Versuchen am ersten Pegel (15 cm von der Betonauflage)

Bei anderen Stoffen sind die Schwankungen noch extremer (Bild 34). (Die Gehalte sind für alle Pegel und Elemente im Anhang B, Bilder B14 bis B23, dargestellt.)

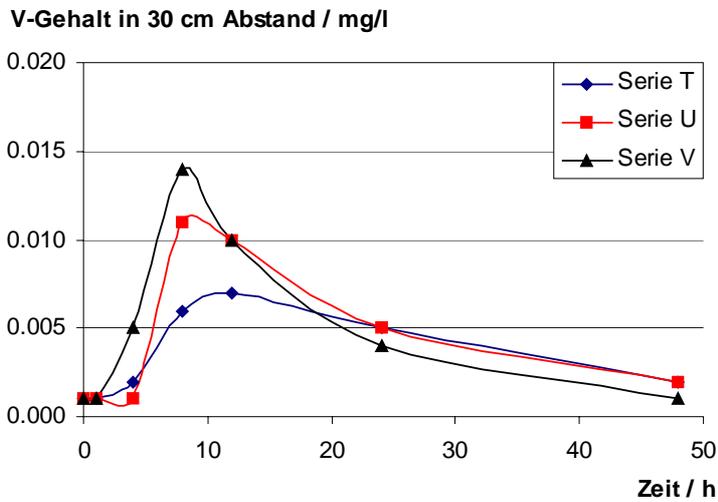


Bild 34: Vanadiumkonzentration bei den drei Versuchen am zweiten Pegel (30 cm von der Betonauflage)

Trotz der Schwankungen ist der prinzipielle Verlauf der Kurven in den Versuchen identisch, eine Ausnahme bilden hier die Elemente Zink und Kupfer, die in Bild 35 dargestellt sind.

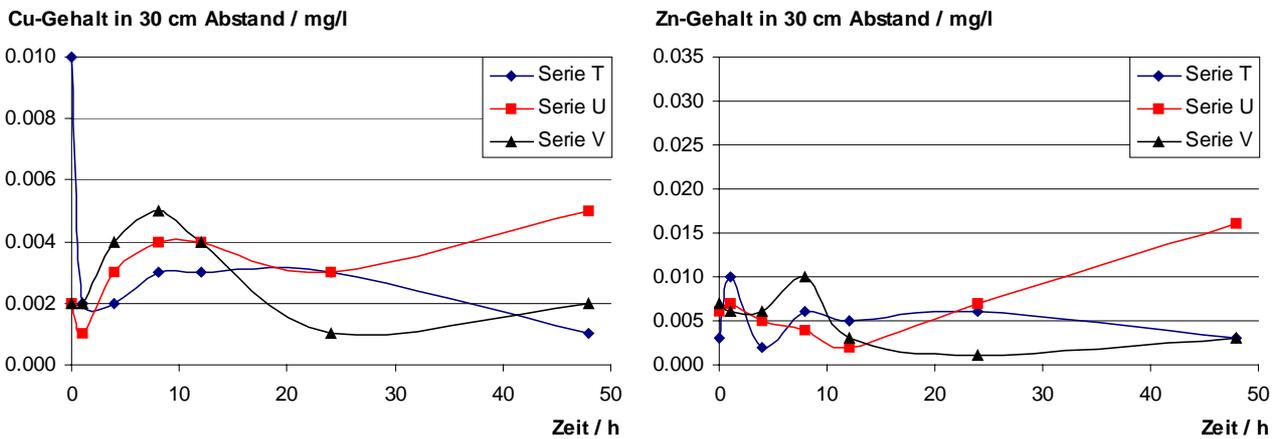


Bild 35: Kupfer- und Zinkkonzentration bei den drei Versuchen am zweiten Pegel (30 cm von der Betonauflage)

Der Grund für diese Streuungen wird deutlich, wenn man von den Mittelwerten der drei Versuche den Mittelwert der Blindwerte abzieht, wie in Bild 36 dargestellt.

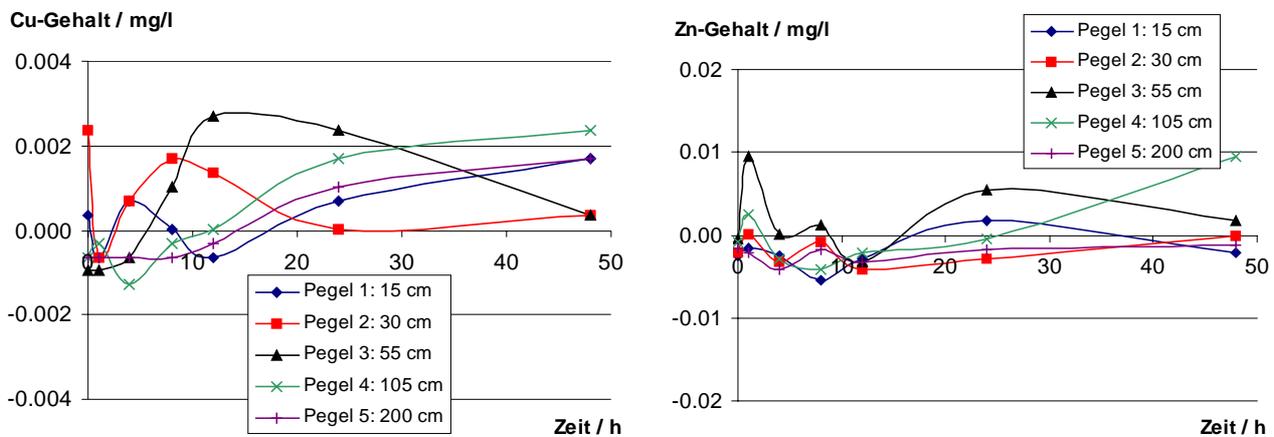


Bild 36: Mittelwerte der Kupfer- und Zinkkonzentration nach Abzug des Blindwerts (Mittelwert)

Die Kurven schwanken deutlich um die 0-Lage. Die Streubreite der Blindwerte des Wassers aus dem Sand beträgt 0,007 mg/l für Kupfer und 0,028 mg/l für Zink. Die gemessenen Werte liegen damit im Schwankungsbereich der Blindwerte und können nicht einer Verunreinigung durch den Beton zugeschrieben werden. In Bezug auf die Umweltverträglichkeit sind die Konzentrationen ohnehin nicht relevant, die Geringfügigkeitsschwellen liegen gemäß /5/ bei 0,05 mg/l für Kupfer und bei 0,5 mg/l für Zink.

Arsen liegt bei den meisten Messungen unter oder an der Nachweisgrenze. Maximal werden 0,005 mg/l gemessen. Die Geringfügigkeitsschwelle nach /5/ liegt bei 0,01 mg/l. Damit ist auch die Auslaugung von Arsen nicht relevant.

Zur Auswertung und zum Vergleich mit der Modellrechnung wird der Mittelwert der vorhandenen Versuchsdaten (Maximalwerte der im gleichen Abstand aufgestellten Pegel) gebildet; deutliche Ausreißer nach unten wurden dabei nicht berücksichtigt.

4.3.2.2 pH-Wert und Leitfähigkeit im Eluat

Zur Berechnung des mittleren pH-Werts wurden die OH^- -Ionen-Konzentration der einzelnen Versuche bestimmt und gemittelt. Aus dieser Konzentration ist der pH-Wert rückgerechnet worden. Der Verlauf ist in Bild 37 zusammen mit dem Verlauf der OH^- -Ionen-Konzentration dargestellt.

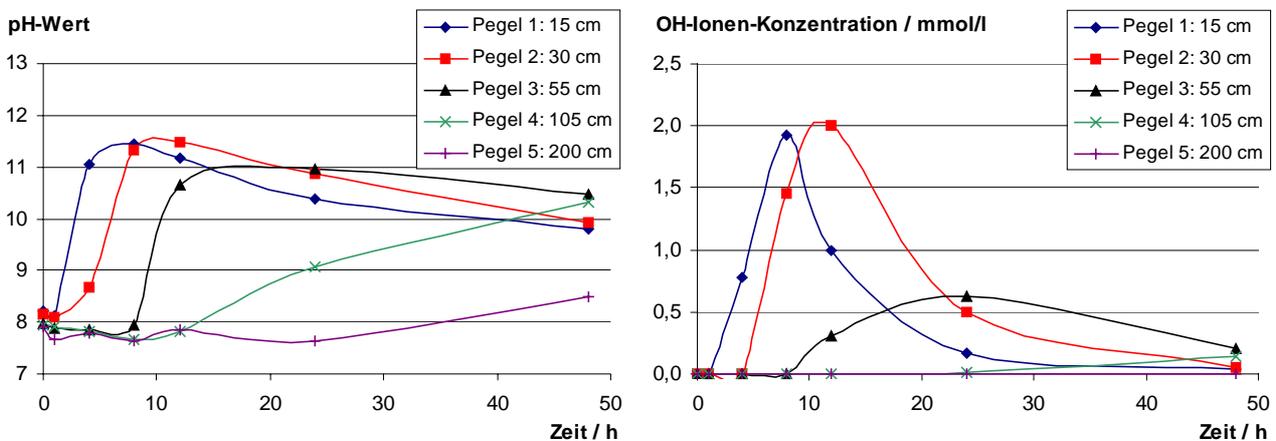


Bild 37: pH-Wert Entwicklung und Verlauf der OH^- -Ionen-Konzentration in unterschiedlichen Abständen von der Betonauflage

Der pH-Wert fällt an allen Pegeln nur langsam ab. Allerdings entsteht hier durch die Logarithmierung bei der pH-Wert-Berechnung ein falscher Eindruck; so erkennt man bei der Konzentration der OH^- -Ionen deutlich eine schnelle Abnahme an den ersten Pegeln und eine Verbreiterung der Maxima mit zunehmender Entfernung zum Bauteil. Der Anstieg der Pegelreihen 4 und 5 erfolgt erst zum Ende der Versuchsdauer. Eine Angabe zur Maximalkonzentration an diesen Pegeln ist daher nicht möglich. Da viele Lebewesen sehr empfindlich auf pH-Wert-Änderungen reagieren, soll im Rahmen der Transportberechnung, die Ausbreitung der OH^- -Ionen über einen längeren Versuchszeitraum verfolgt werden, um festzustellen, wann der pH-Wert wieder auf das Niveau des Blindwerts von rund 8,0 gefallen ist. In natürlichen Grundwässern liegt der pH-Wert bei 6,1 bis 7,6 /6/.

Bild 38 zeigt die Entwicklung der Leitfähigkeit nach Abzug der 10 %-Fraktile des Blindwerts.

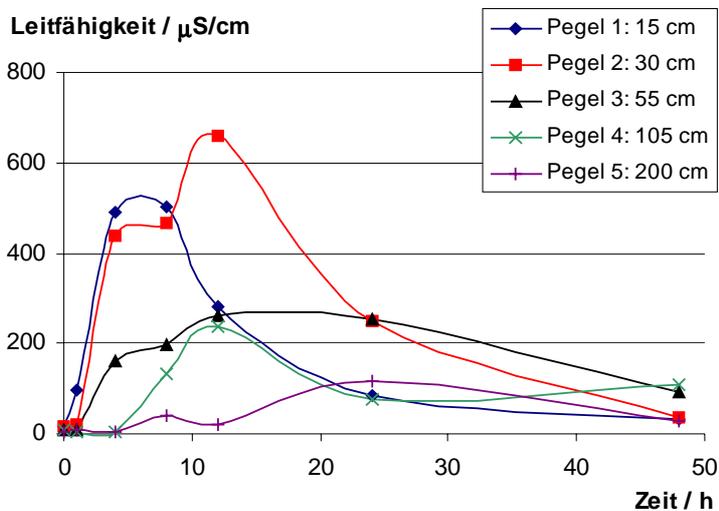


Bild 38: Verlauf der Leitfähigkeit in unterschiedlichen Abständen von der Betonaufgabe

Die Messwerte der Leitfähigkeit sind einigen Schwankungen unterworfen. Es ist jedoch auch hier erkennbar, dass die Breite der Maxima mit der Entfernung vom Bauteil steigt. In natürlichen Grundwässern liegt die Leitfähigkeit zwischen 140 und 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ /6/. Die gemessenen Werte liegen in dieser Bandbreite.

4.3.2.2.3 Auslaugung von Alkalien

In Bild 39 sind die Verläufe dargestellt, die sich nach Abzug der 10 %-Fraktile der Blindwerte ergeben.

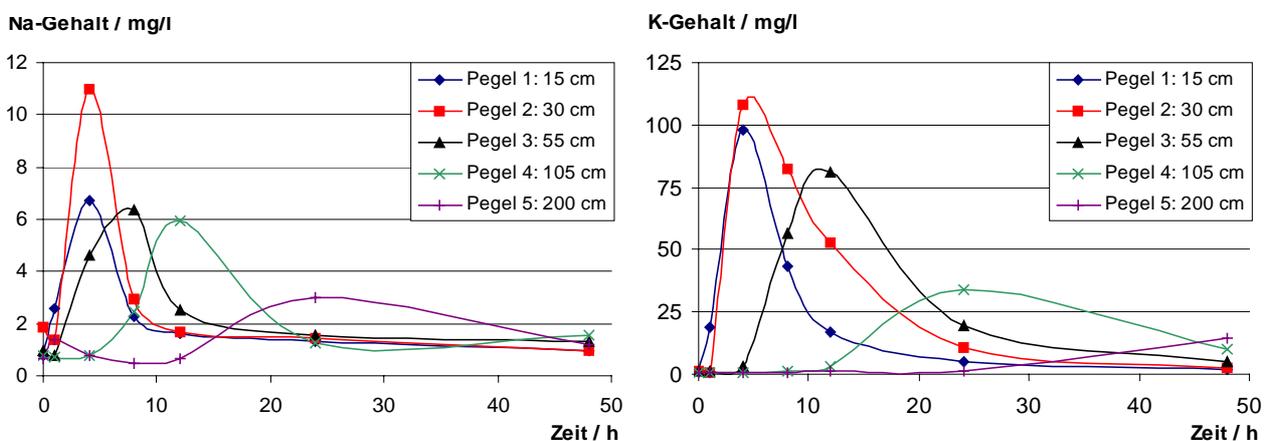


Bild 39: Verlauf der Natrium- und Kaliumkonzentration in unterschiedlichen Abständen von der Betonaufgabe

Es ist zu erkennen, dass die Maxima beider Konzentration mit zunehmender Entfernung von der Betonaufgabe breiter und flacher werden. Das Maximum der ersten Pegelreihe liegt wahrscheinlich zwischen einer und vier h nach dem Aufbringen des Betons und wurde hier nicht erfasst, so dass keine Aussage über die maximal auftretenden Konzentrationen getroffen werden kann.

Das Bild zeigt jedoch, dass die Natriumkonzentration nach 48 h Versuchszeit wieder auf das Ausgangsniveau gefallen ist. Das heißt, die Auslaugung ist sehr kurzfristig und es tritt offenbar keine nennenswerte Retardierung auf. Nach dem Vergleich der Na-Konzentration im Leitungswasser und der Konzentration in den Blindproben aus dem Sand war dies zu erwarten, auch dort wurde keine Abnahme der Natriumkonzentration durch Adsorption festgestellt (s. Tabelle 11).

Im Gegensatz dazu tritt bei Kalium eine Adsorption auf, die Maxima der Konzentrationen verschieben sich nach hinten, bei Pegelreihe 4 schätzungsweise um 12 h. Nach 48 h ist das Maximum an Pegel 5 nach dem Kurvenverlauf zu schließen noch nicht erreicht. Der Pegel 4 ist jedoch schon fast wieder auf Ausgangsniveau gefallen, so dass auch hier keine langfristige Auslaugung zu erwarten ist.

Die Kaliumauslaugung liegt um einen Faktor 10 höher als die Natriumauslaugung, das liegt in der Zusammensetzung der Ausgangsstoffe begründet. So enthält der Zement etwa 6 mal soviel Kalium wie Natrium.

4.3.2.2.4 Auslaugung von Sulfat und Aluminium

Neben den Alkalien sind Sulfat und Aluminium in höheren Konzentrationen im Beton enthalten. Sie zählen nicht zu den Spurenelementen. Die Auslaugung dieser beiden Stoffe ist in Bild 40 dargestellt.

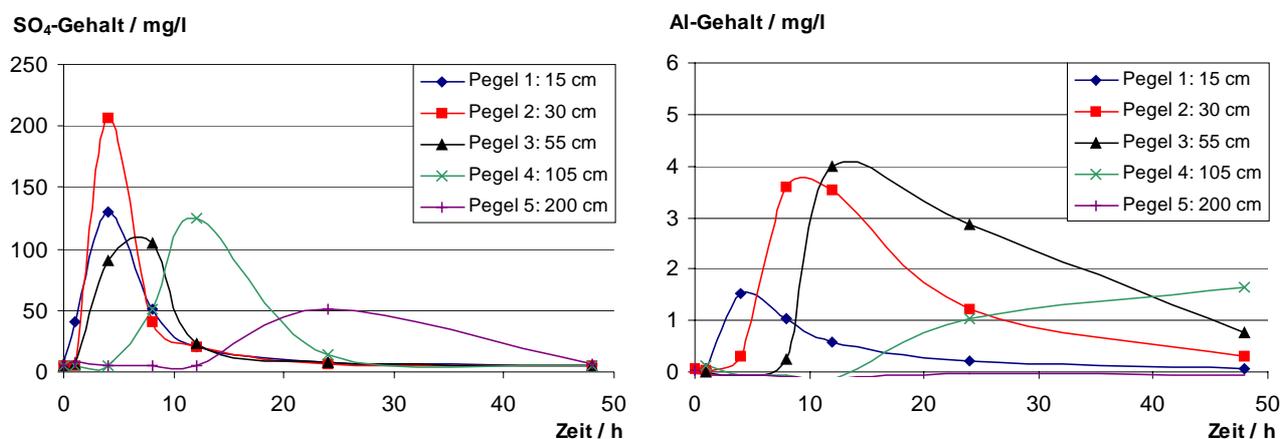


Bild 40: Verlauf der Sulfat- und Aluminiumkonzentration in unterschiedlichen Abständen von der Betonaufgabe

Sulfat verhält sich ähnlich wie Natrium, d. h. die Maxima der einzelnen Pegel liegen etwa zu den gleichen Zeitpunkten (die Maxima des ersten und des 3. Pegels wurden nicht erfasst) und die Konzentration ist an allen Pegeln nach 48 h auf das Ausgangsniveau gefallen. Daraus folgt, dass Sulfat nicht in signifikantem Umfang im Sand adsorbiert wird. Auch beim Vergleich der Blindwerte hat sich gezeigt, dass der Sulfatgehalt im Leitungswasser höher ist als im Sand, d. h., auch hier fand keine Adsorption statt.

Aluminium dagegen zeigt eine deutliche Verschiebung der Maxima (offenbar wurden die Maximalwerte von Pegelreihe 1 und 2 nicht erfasst, sie liegen zwischen den Messzeiten). Pegel 4 zeigt nach 48 h noch keinen Rückgang, bei Pegel 5 ist noch kein Anstieg zu verzeichnen. Die Auslaugung wird vermutlich nach drei bis vier Tagen nicht mehr nachweisbar sein, hierzu existieren allerdings keine Daten, da der Versuch nur über zwei Tage läuft.

Für Sulfat und Aluminium existieren keine Geringfügigkeitsschwellen, so dass hier kein Ausschlusskriterium vorliegt. Zur Einschätzung der Konzentrationen erscheint ein Vergleich mit dem geogenen Normalbereich sinnvoll. In /6/ wird dieser Normalbereich in unterschiedlichen Böden mit 7- 125 mg/l Sulfat angegeben. Dieser Bereich wird über einen Zeitraum von 12 h im Abstand von 0 – 1 m vom Bauteil überschritten.

Für Aluminium liegt der Normalbereich bei < 0,01 – 0,06 mg/l. Dieser Wert wird während der gesamten Versuchszeit überschritten, allerdings hat Aluminium bzgl. seiner schädigenden Auswirkungen keine sehr große Bedeutung.

4.3.2.2.5 Auslaugung von Spurenelementen

Bestimmt wurden die Gehalte der Spurenelemente Arsen, Chrom, Kupfer, Vanadium und Zink im Eluat. Wie in Abschnitt 4.3.2.2.1 beschrieben, sind die Gehalte von Arsen, Kupfer und Zink nicht relevant, deshalb wird hier nur die Chrom- und Vanadiumauslaugung betrachtet. Die Verläufe der Konzentrationen dieser Stoffe sind in Bild 41 dargestellt.

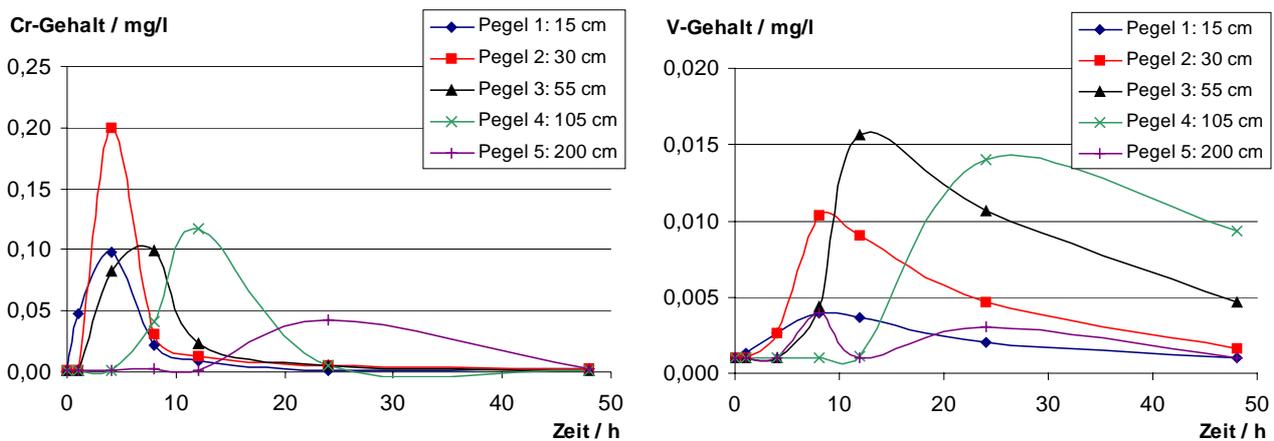


Bild 41: Verlauf der Chrom- und Vanadiumkonzentration in unterschiedlichen Abständen von der Betonauflage

Chrom zeigt den gleichen Verlauf der Freisetzung wie Natrium und Sulfat, auch hier sind nach 48 h keine erhöhten Chromgehalte mehr messbar, eine Retardierung tritt nicht auf. Die Geringfügigkeitsschwelle /5/ für Chromat liegt bei 0,008 mg/l. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei dem eluierten Chrom in erster Linie um Chromat handelt. Die Geringfügigkeitsschwelle wird somit kurzfristig (weniger als 2 Tage lang) überschritten. Nach 48 h werden im Abstand von 2 m vom Bauteil keine relevanten Chromkonzentrationen mehr gemessen.

Bei Vanadium tritt offenbar eine deutliche Retardierung auf; wie bei Aluminium wurden die Maxima der ersten zwei Pegelreihen nicht erfasst. Der 5. Pegel zeigt zwar innerhalb der ersten 30 h einige Schwankungen, der eigentliche Anstieg aufgrund der Auslaugung aus dem Frischbeton hat jedoch nach 48 h noch nicht begonnen. Im DIBt-Merkblatt /5/ existiert derzeit keine Geringfügigkeitsschwelle für Vanadium. /6/ enthält eine Auflistung von Grenz- und Richtwerten nach diversen Regelungen für Eluate / Wasser. Hier wird für Vanadium ein Wert von 0,05 mg/l genannt, der in den Deponierichtlinien (inner-/außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten) des Landesamts für Wasser und Abfall Nordrhein-

Westfalen und im Arbeitsblatt W 15.1 „Eignung von Oberflächengewässern für die Trinkwasserversorgung“ des Deutschen Vereins von Gas- und Wasserfachmännern gefordert wird. Alle anderen Regelwerke enthalten keine Grenzwerte für Vanadium (z. B. TVO, LAGA-Regeln etc.). Im dynamischen Versuch wurden keine Konzentrationen über diesem Grenzwert von 0,05 mg/l gemessen.

5 BERECHNUNGEN MIT DEM TRANSPORTMODELL

5.1 Allgemeines

Für die Modellierung sollte das Transportprogramm Processing Modflow eingesetzt werden. Mit diesem Programm kann die Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser simuliert werden; dazu müssen folgende Randbedingungen festgelegt werden:

- die Durchlässigkeit des Untergrundes k_f , die effektiven Porosität n_e und das Grundwassergefälle i ,
- die Beschaffenheit des Grundwasserleiters (freie Oberfläche, gespannte Oberfläche, Mächtigkeit),
- die Abmessungen des Modellgeländes und des Bauteils,
- die Temperatur (20 °C, 8°C) und
- das physikalische Rückhaltevermögen des Bodens (Verzögerung der Stoffausbreitung im Boden).

Diese Randbedingungen sollten variiert werden, um zu einer realistischen und praxisgerechten Festlegung bei der Bewertung zu gelangen. Es waren 3 Arbeitsschritte vorgesehen:

1. Schritt: Kalibrierung des Transportmodells,
2. Schritt: Berechnung der Stoffkonzentrationen im Grundwasser unter verschiedenen hydrogeologischen und baupraktischen Randbedingungen,
3. Schritt: Vorschlag von Bewertungskriterien und Ermittlung zulässiger Emissionen für den statischen Versuch.

5.2 Kalibrierung des Transportmodells

5.2.1 Allgemeines Vorgehen

Ziel bei der Kalibrierung war es, die Ergebnisse vom statischen Versuch auf den dynamischen Versuch zu übertragen, d. h. den dynamischen Versuch mit den Eingabedaten aus dem statischen Versuch nachzurechnen. Ist dieser Schritt erfolgreich abgeschlossen, so kann anschließend die Ausbreitung im Grundwasser bei unterschiedlichen Randbedingungen aus den Daten des statischen Versuchs bestimmt werden.

Zur Kalibrierung wurde die im statischen Versuch insgesamt ausgelaugte Schadstoffmenge bezogen auf die Betonoberfläche verwendet (s. Tabelle 9). Diese Freisetzung erfolgt innerhalb von 24 h. Zur Eingabe in das Programm muss ein zeitlicher Verlauf dieser Freisetzung und der Freisetzung über die Zeitspanne von 24 h hinaus angenommen werden. Das Programm ermöglicht es nicht, eine zeitabhängige Funktion für den Schadstoffeintrag in das Modellgebiet einzugeben, so dass der Verlauf durch eine Treppenfunktion mit konstanten Einträgen in beliebig differenzierten Zeitperioden angenähert werden muss.

Die so berechnete zeitabhängige Quellstärke wird dann als Schadstoffeintrag in das Transportprogramm eingegeben. Das Modell ermöglicht es, in beliebigen Abständen auf dem Modellgelände Beobachtungspunkte anzugeben. An diesen Beobachtungspunkten können die sich zeitlich ändernden Konzentrationsverläufe (Durchgangskurven) aufgezeichnet werden. Der ausgegebene Wert entspricht dem Mittelwert über die gesamte Aquiferhöhe. Diese Ausgabe ist äquivalent zum dynamischen Versuch.

Das verwendete Modellgebiet wurde an die geometrischen und hydrogeologischen Bedingungen der Wanne angepasst. Es ist in Bild 41 dargestellt. Die gewählten Bodenkennwerte enthält Tabelle 15.

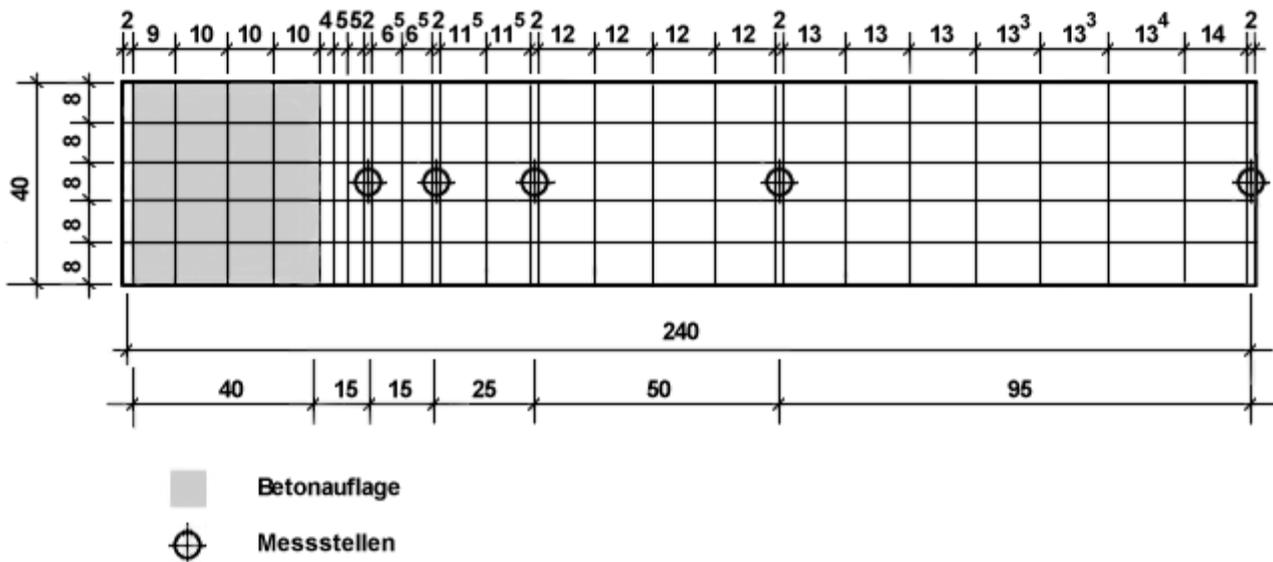


Bild 41: Modellgebiet zur Kalibrierung des Transportmodells

Tabelle 15: Modellparameter bei der Modellierung des dynamischen Versuchs

Parameter	Symbol	Einheit	gewählte Größe
1	2	3	4
Modellgröße	-	m · m	0,4 · 2,4
Durchlässigkeitsbeiwert	k_f	m/s	0,0123 ¹⁾
effektive Porosität	n_e	-	0,39 ²⁾
Grundwassergefälle	i	-	$1,33 \cdot 10^{-3}$
Anisotropiefaktor	-	-	1
longitudinale Dispersionslänge ³⁾	α_L	m	0,1
Retardierungsfaktor	R	-	1 bzw. 1,8

1) berechnet nach Darcy aus der gemessenen Fließgeschwindigkeit im dynamischen Versuch

2) Gesamtporosität $n = V_p/V_{ges} = 0,44$; nach /7/ ist n_e bei diesem Boden um ca. 0,05 geringer.

3) die Dispersion ist abhängig von der betrachteten Ausdehnung des Aquifers /8/

Die einzelnen Parameter und deren Einfluss auf den Schadstofftransport werden in /1/ und /8/ beschrieben.

5.2.2 Ansätze für die Schadstofffreisetzung

Im Folgenden werden verschiedene Ansätze für den Verlauf der Freisetzung vorgestellt. Die Berechnung wird für das Element Chrom durchgeführt. Zunächst wurde keine Retardierung angesetzt.

Im ersten Ansatz wurde als Verlauf der Schadstofffreisetzung ein konstanter Eintrag innerhalb der ersten 24 h angenommen. Für $t > 24$ h sollte kein weiterer Schadstoffeintrag erfolgen. Der Verlauf der Chromkonzentration an den Beobachtungspunkten (s. Bild 41) ist in Bild 42 dargestellt.

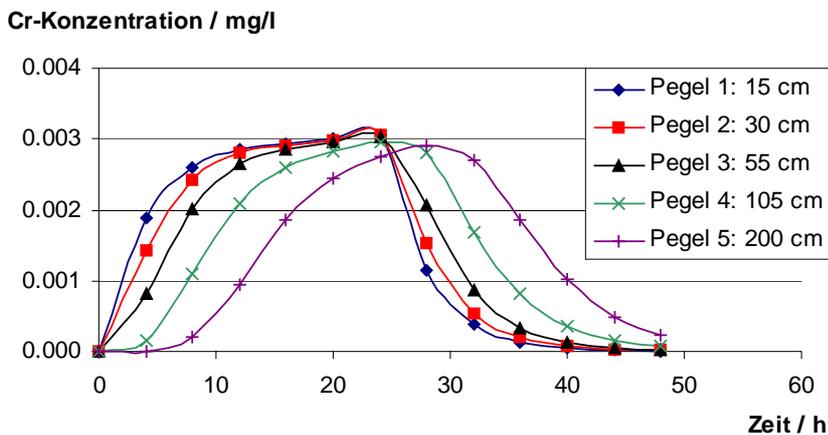


Bild 42: Chromkonzentration an den Beobachtungspunkten bei konstantem Schadstoffeintrag über 24 h

Vergleicht man die Verläufe der Chromkonzentration an den einzelnen Messstellen in Bild 40 mit denen aus Bild 42, so erkennt man, dass die Maxima der berechneten Schadstoffkonzentration zu breit sind und die Absolutwerte um einen Faktor 60 zu gering liegen.

Beim zweiten Ansatz wurde daher ein steilerer Verlauf der Schadstoffabgabe gewählt:

Quadratisch abfallender Schadstoffeintrag innerhalb der ersten 24 h, danach wiederum kein Eintrag mehr.

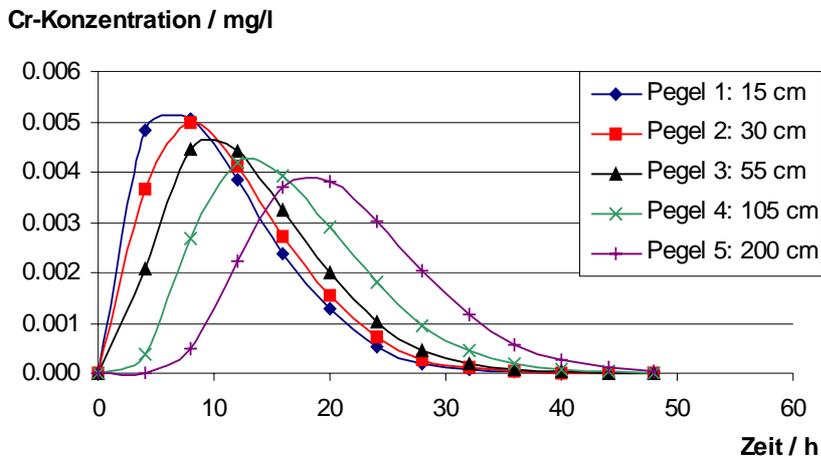


Bild 43: Chromkonzentration an den Beobachtungspunkten bei quadratisch abfallendem Schadstoffeintrag über 24 h

Wie aus Bild 43 hervorgeht, ist der Verlauf der Kurven an den vorderen Beobachtungspunkten breiter als im Versuch gemessen und im hinteren Teil der Fließstrecke tritt im Versuch eine Abflachung der Maxima auf, die bei der Berechnung nicht gut genug wieder gegeben wird. Die Absolutwerte liegen um mehr als einen Faktor 30 zu gering.

Im dritten, etwas komplexeren Ansatz, wurde für eine Zeitspanne von sechs h ein Schadstoffeintrag nach der Funktion $f(t) = a / (b+t)^{1/2}$ angenommen. Danach wird Festbetonelution angesetzt. Da im Rahmen dieses Projekts keine Untersuchungen an Festbeton durchgeführt worden sind, wurden Daten aus der Literatur für einen Beton ähnlicher Zusammensetzung gewählt [1]. Der Verlauf stellt daher nur eine Näherung dar. Die Ergebnisse der Modellierung sind in Bild 44 dargestellt.

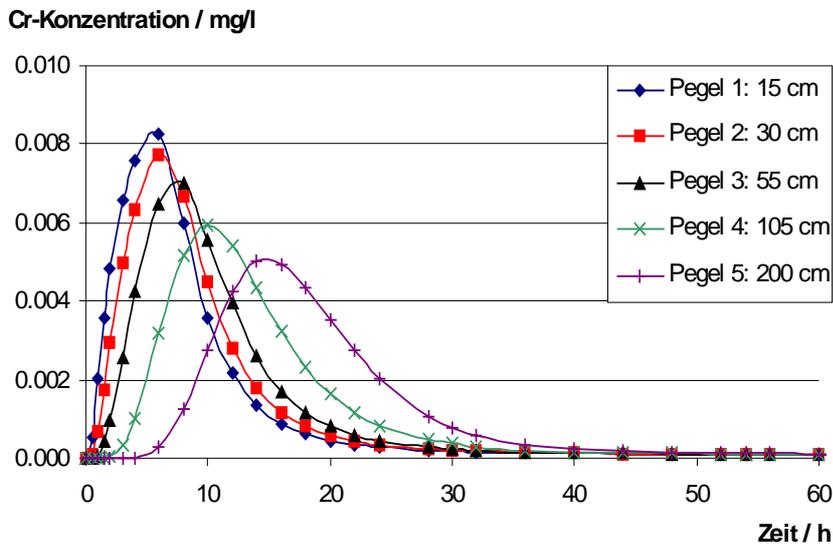


Bild 44: Chromkonzentration an den Beobachtungspunkten bei Schadstoffeintrag nach $f(t) = a / (b+t)^{1/2}$ über 6 h und anschließender Festbetonelution

Die Verläufe nach Bild 44 stellen an den ersten Messstellen die Ergebnisse des dynamischen Versuchs relativ gut dar, bei den hinteren Beobachtungspunkten ist die Verbreiterung und Abflachung der Maxima noch nicht ausreichend. Es muss eine Retardierung bei der Berechnung berücksichtigt werden. Die Absolutwerte sind noch immer um mehr als einen Faktor 20 zu gering, das heißt, im dynamischen Versuch werden offenbar weit höhere Schadstoffmengen freigesetzt als im statischen. Daher kann der Quellterm von stehendem Grundwasser nicht auf strömendes Wasser übertragen werden.

Zum Abgleich dieser Differenzen wurde im vierten Ansatz eine um Faktor 20 erhöhte Freisetzung angenommen, die mit dem gleichen Verlauf wie beim dritten Ansatz in das Modellgebiet eingetragen wird. Zusätzlich wird eine Retardierung von $R = 1,8$ eingeführt. Bild 45 zeigt die Verläufe, die sich bei der Simulation ergeben.

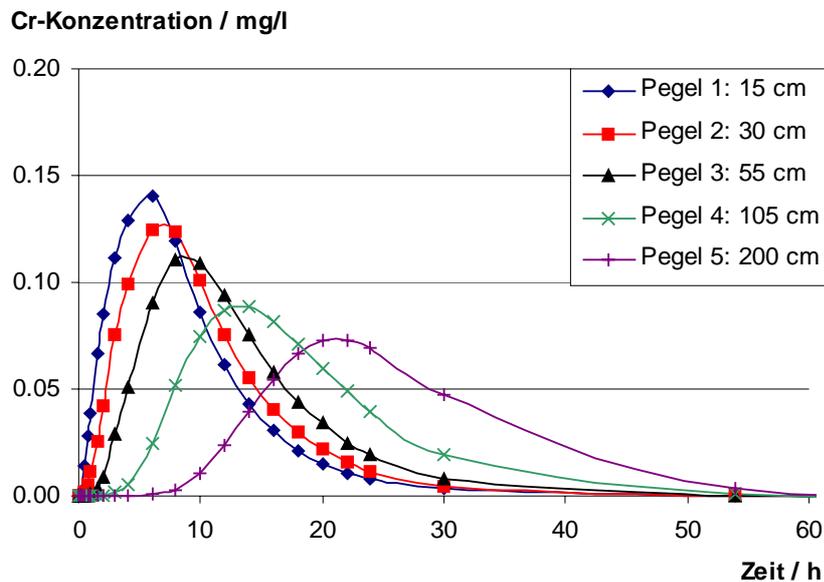


Bild 45: Chromkonzentration an den Beobachtungspunkten bei Schadstoffeintrag nach $f(t) = a / (b+t)^{1/2}$ über 6 h und anschließender Festbetonelution – 20-fache Freisetzung

Die Verläufe weisen noch geringe Abweichungen auf. So sind z. B. die Absolutwerte an den ersten Pegeln noch etwas zu gering. Prinzipiell trifft diese Berechnung die Ergebnisse des dynamischen Versuchs jedoch relativ gut.

Für die weitere Modellierung mit Variationen der hydrogeologischen Randbedingungen ist dieses Ergebnis jedoch nicht verwendbar, da nicht bekannt ist, wie die Änderung der Fließgeschwindigkeit die Schadstofffreisetzung beeinflusst. Um zuverlässige Prognosen der Schadstoffabgabe zu erstellen, ist es erforderlich, die Mechanismen der Frischbetonauslaugung genauer zu untersuchen. Die Arbeitsschritte 2 und 3 des Abschnitts 5.1 können damit an dieser Stelle noch nicht bearbeitet werden.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde das Auslaugungsverhalten von Frischbeton mit dem statischen und dem dynamischen Versuch untersucht (s. Abschnitt 3). Ziel war es, Bewertungskriterien und zulässige Emissionen für den statischen Versuch vorzuschlagen. Um dieses Ziel zu erreichen sollte die auftretende Emission von Schwermetallen aus Frischbeton mit dem statischen Versuch bestimmt werden. Der dynamische Versuch dient dazu, eine Kalibrierung des Transportmodells vornehmen zu können. Im Anschluss sollten Stoffkonzentrationen im Grundwasser unter verschiedenen hydrogeologischen und baupraktischen Randbedingungen berechnet werden. Diese Berechnungen sollten als Grundlage für den Vorschlag von Bewertungskriterien herangezogen werden. Im Zuge der Untersuchungen war die Reproduzierbarkeit der Versuche zu überprüfen.

Im statischen Versuch wurden zwei Betonmischungen auf wassergesättigtem und teilgesättigtem Boden untersucht. Dabei zeigte sich, dass zumeist der wassergesättigte Boden den ungünstigeren Fall darstellt. Ein signifikanter Eintrag aus dem Beton in den Boden wurde festgestellt für Natrium, Kalium, Sulfat, Aluminium, Arsen, Chrom und Vanadium. Bei Zink und Kupfer liegen die Werte innerhalb der Streubreite der Blindwerte. Aus der zweiten Betonmischung mit Flugasche werden trotz höherer Gesamtgehalte meist niedrigere Schadstoffmengen eluiert. Offenbar sind die Stoffmengen aus der Flugasche nicht im gleichen Maße mobilisierbar wie die Gehalte aus dem Zement, so dass der geringere Zementgehalt von B2 sich meist positiv auf die Auslaugung auswirkt. Eine Ausnahme bildet Arsen, dessen Gesamtgehalt im Flugaschebeton rund 7 mal höher ist; der Austrag war hier um 10 bis 25 % erhöht. Da die Arsenfreisetzung jedoch insgesamt niedrig ist, erscheint dieser Anstieg für die gegebene Fragestellung von untergeordneter Bedeutung. Insgesamt ist festzustellen, dass sich der Austausch von Zement durch Flugasche positiv auf die Frischbetonauslaugung auswirkt, da die Flugasche erst im späteren Verlauf der Hydratation reagiert und daher z. B. Schwermetalle für eine Auslaugung im betrachteten Zeitraum der ersten 24 h nicht zur Verfügung stehen.

Der dynamische Versuch musste im Zuge des Forschungsvorhabens modifiziert werden (s. Abschnitt 4.3.1). Dies betraf neben dem Versuchsaufbau auch den verwendeten Sand. In diesem Versuch wurde nur der Beton B1 ohne Flugasche betrachtet. Ein signifikanter Eintrag aus dem Beton in den Boden wurde für Natrium, Kalium, Sulfat, Aluminium, Chrom und Vanadium festgestellt. Bei Zink und Kupfer liegen die Werte wie beim statischen Versuch innerhalb der Streubreite der Blindwerte. Arsen wird nur in sehr geringen, nicht um-

weltrelevanten Konzentrationen eluiert. Bei Kalium, Vanadium und Aluminium trat eine deutliche Retardierung auf. Im dynamischen Versuch wurde innerhalb von 30 cm Entfernung vom Bauteil lediglich für Chromat die Geringfügigkeitsschwelle überschritten. Sie liegt bei 0,008 mg/l /5/. Bereits nach weniger als 24 h war die Konzentration in diesem Bereich unter 0,008 mg/l gesunken.

Bezüglich der Reproduzierbarkeit ist festzuhalten, dass bei beiden Versuchen starke Schwankungen auftreten. Das betrifft sowohl die Ergebnisse als auch die Blindwerte, daher ist beim statischen Versuch die Durchführung von wenigstens zwei Doppelbestimmungen sinnvoll. Beim dynamischen Versuch sind drei Messungen empfehlenswert.

Zur Durchführung der Modellrechnungen sollte zunächst eine Kalibrierung des Transportmodells erfolgen, bei der der dynamische Versuch mit der Freisetzung aus dem statischen Versuch nachgerechnet werden sollte. Dabei zeigte sich, dass die im dynamischen Versuch ermittelten Konzentrationen mit den Freisetzungen des statischen Versuchs nicht berechnet werden können. Offenbar werden im dynamischen Versuch weit höhere Schadstoffmengen freigesetzt als im statischen. Daher kann der Quellterm von stehendem Grundwasser nicht auf strömendes Wasser übertragen werden. Um zuverlässige Prognosen der Schadstoffabgabe zu erstellen ist es erforderlich, die Mechanismen der Frischbetonauslaugung genauer zu untersuchen. Daher können noch keine Bewertungskriterien vorgeschlagen werden. Es wird ein Fortsetzungsantrag gestellt.

7 LITERATUR

- /1/ 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
- /2/ Schießl, P. ; Hohberg, I.: Untersuchungen zum Auslaugverhalten von Frischbetonen. Aachen : Institut für Bauforschung, 1998. - Forschungsbericht Nr. F 641
- /3/ Brameshuber, W. ; Uebachs, S.: Zusätzliche Untersuchungen zur Auslaugung von Frischbeton. Aachen : Institut für Bauforschung, 2001. - Ergebnisbericht Nr. F 763
- /4/ John, B.: Statistische Verfahren für technische Messreihen – Arbeitsbuch für den Ingenieur.. 11. Aufl. München : Hanser, 1979

- /5/ Deutsches Institut für Bautechnik: Merkblatt „Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser“ – Teil I. (Ausz. 11.00) Berlin :DIBt, 2000
- /6/ 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
- /7/ Smolczyk, U.:Grundbautaschenbuch, fünfte Auflage, Teil 2. Berlin: Ernst und Sohn Verlag, 1996
- /8/ Kinzelbach, W.; Rausch, R.: Grundwassermodellierung. Eine Einführung mit Übungen. Stuttgart : Borntraeger, 1995

Tabelle A1: Chemische Zusammensetzung der verwendeten Zemente und Steinkohlenflugasche (SFA), Hauptbestandteile

Prüfgröße	Einheit	Gehalt an		
		CEM I 32,5 (I)	CEM I 32,5 (II) ¹⁾	SFA
1	2	3	4	5
Glühverlust, Luft	M.-%	3,15	2,34	2,14
Kohlenstoff als CO ₂		2,44	1,94	3,89
als C		0,67	0,53	1,06
Sulfat, SO ₄		4,21	4,00	1,13
Unlöslicher Rückstand		1,46	n. b.	74,39
Chlorid		0,014	0,047	0,018
SiO ₂		20,29	19,75	49,29
TiO ₂		0,27	0,27	0,93
Al ₂ O ₃		5,20	5,35	24,28
Fe ₂ O ₃		2,65	2,70	10,72
MnO		0,06	0,06	0,18
MgO		1,08	1,31	2,44
CaO		62,84	62,59	5,75
P ₂ O ₅		0,07	0,06	0,14
V ₂ O ₅		n. b.	n. b.	0,010
Na ₂ O		0,13	0,17	0,60
K ₂ O		0,75	0,82	3,38

1) Aufgrund des gestiegenen Versuchsumfangs bei den dynamischen Versuchen reichte die ursprüngliche Zementmenge nicht aus. Es wurde vom gleichen Werk Zement nachbestellt und erneut analysiert

Tabelle A2: Chemische Zusammensetzung der verwendeten Zemente und Steinkohlenflugasche (SFA), Spurenelemente

Prüfgröße	Einheit	Gehalt an		
		CEM I 32,5 (I)	CEM I 32,5 (II) ¹⁾	SFA
1	2	3	4	5
Antimon, Sb	mg/kg	2,6	2,5	0,0
Arsen, As		3,6	3,8	129,3
Blei, Pb		5	32,7	76,7
Cadmium, Cd		1,6	0,5	1,0
Chrom (gesamt), Cr		40,0	34,5	57,7
Kupfer, Cu		75,0	67,5	53,3
Nickel, Ni		25,0	23,8	55,3
Quecksilber, Hg		0,003	0,127	0,4
Thallium, Tl		0,23	0,37	0,1
Vanadium		n. b.	n. b.	54,82
Zink, Zn		463	477	176,3
Zinn, Sn		1,4	2,67	4,0

1) Aufgrund des gestiegenen Versuchsumfanges bei den dynamischen Versuchen reichte die ursprüngliche Zementmenge nicht aus. Es wurde vom gleichen Werk Zement nachbestellt und erneut analysiert

Tabelle A3: Mittelwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten des statischen Versuchs - B1 auf gesättigtem Sand

Stoff	Einheit	Schicht 1	Schicht 2	Schicht 3	Schicht 4	Schicht 5
1	2	3	4	5	6	7
OH	mmol/kg	4,59272	0,02495	0,00672	0,00105	0,00113
Na	mg/kg	13,8	6,8	5,2	3,4	4,5
K		154,7	60,3	22,7	9,9	6,9
SO ₄		120,4	64,1	55,1	24,7	24,3
As		0,010	0,012	0,008	0,006	< 0,005
Al		19,67	3,19	2,45	0,60	1,57
Cr		0,071	0,026	0,007	0,007	0,011
Cu		< 0,05	0,006	0,008	0,008	0,007
V		< 0,25	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Zn		< 0,25	0,039	0,007	0,037	0,044

Tabelle A4: Minimal- und Maximalwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten – B1 auf gesättigtem Sand

Stoff	Einheit	Schicht 1		Schicht 2		Schicht 3		Schicht 4		Schicht 5	
		Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
OH	mmol/kg	2,0993	8,552	0,007	0,303	0,0008	0,1556	0,00001	0,078	0,00004	0,0982
Na		6,00	38,50	4,00	9,50	4,00	7,00	1,50	5,50	2,50	7,00
K		98,50	252,50	30,00	98,00	8,00	44,50	4,50	21,00	5,00	9,00
SO ₄		30,00	240,50	27,00	141,00	17,00	191,50	10,50	60,00	14,50	39,00
As		0,010	0,020	0,005	0,049	0,005	0,020	0,005	0,010	0,005	0,010
Al		16,50	22,50	1,25	8,94	0,90	18,50	0,10	3,78	0,37	18,03
Cr	mg/kg	0,025	0,100	0,015	0,050	0,005	0,095	0,005	0,010	0,005	0,050
Cu		< 0,05	< 0,05	0,005	0,010	0,005	0,030	0,005	0,030	0,005	0,025
V		< 0,25	< 0,25	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Zn		< 0,25	< 0,25	0,025	0,055	0,045	0,130	0,030	0,125	0,025	0,100

Tabelle A5: Mittelwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten des statischen Versuchs - B1 auf ungesättigtem Sand

Stoff	Einheit	Schicht 1	Schicht 2	Schicht 3	Schicht 4	Schicht 5
1	2	3	4	5	6	7
OH	mmol/kg	0,26327	0,00251	0,00211	0,00035	0,00013
Na	mg/kg	9,5	2,8	1,2	1,2	1,2
K		153,9	29,7	5,1	5,6	2,9
SO ₄		213,4	94,7	68,4	63,2	62,5
As		0,013	0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Al		10,45	1,42	1,04	0,42	0,50
Cr		0,056	0,008	0,009	0,006	0,005
Cu		< 0,05	0,008	0,021	0,005	0,005
V		< 0,25	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Zn		< 0,25	0,064	0,057	0,052	0,071

Tabelle A6: Minimal- und Maximalwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten – B1 auf ungesättigtem Sand

Stoff	Einheit	Schicht 1		Schicht 2		Schicht 3		Schicht 4		Schicht 5		
		Min	Max									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
OH	mmol/kg	0,0225	0,8751	0,00001	0,0129	0,0007	0,0297	0,00002	0,2093	0,00004	0,0011	
Na	mg/kg	5,00	18,50	1,00	6,00	0,50	2,50	0,50	3,00	0,50	2,50	
K		110,50	202,00	19,50	52,50	3,50	7,50	2,00	31,00	2,50	6,50	
SO ₄		156,50	274,50	74,00	124,00	62,00	74,50	12,00	65,00	15,50	64,50	
As		0,010	0,018	0,005	0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Al		0,25	14,50	0,55	3,15	0,26	2,93	0,13	1,86	0,15	2,47	
Cr	0,025	0,095	0,005	1,000	0,005	1,000	0,010	0,005	0,010	0,005	0,005	
Cu	0,015	< 0,05	0,005	0,010	0,005	0,085	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	
V	< 0,001	< 0,25	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	
Zn	0,035	< 0,25	0,040	0,085	0,030	0,085	0,015	0,110	0,040	0,155		

Tabelle A7: Mittelwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten des statischen Versuchs – B2 auf gesättigtem Sand

Stoff	Einheit	Schicht 1	Schicht 2	Schicht 3	Schicht 4	Schicht 5
1	2	3	4	5	6	7
OH	mmol/kg	1,96481	0,01782	0,00199	0,00049	0,00054
Na	mg/kg	9,1	5,7	4,8	3,6	3,3
K		93,1	47,9	28,1	11,6	7,5
SO ₄		117,0	40,3	37,2	24,3	22,0
As		0,020	0,009	0,005	0,005	0,005
Al		19,89	2,46	1,45	0,56	0,54
Cr		0,082	0,015	0,009	0,006	0,005
Cu		0,008	0,007	0,009	0,006	0,007
V		0,066	0,008	0,006	0,005	0,005
Zn		0,050	0,082	0,042	0,110	0,069

Tabelle A8: Minimal- und Maximalwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten – B2 auf gesättigtem Sand

Stoff	Einheit	Schicht 1		Schicht 2		Schicht 3		Schicht 4		Schicht 5	
		Min	Max								
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
OH	mmol/kg	0,3565	8,5521	0,0006	0,1355	0,0003	0,0728	0,0002	0,0098	0,0001	0,0074
Na		8,00	12,00	0,45	9,00	3,50	10,50	3,00	13,50	3,00	18,00
K		81,00	159,00	29,00	78,50	15,00	53,00	6,00	25,50	4,50	10,50
SO ₄		80,00	195,00	23,90	62,00	24,40	57,00	16,50	97,00	15,00	40,80
As		0,015	0,025	0,005	0,015	0,005	0,010	0,005	0,005	0,005	0,005
Al	mg/kg	11,55	28,04	0,36	6,85	0,82	3,77	0,18	2,11	0,02	3,66
Cr		0,045	0,130	0,005	0,040	0,005	0,020	0,005	0,010	0,005	0,010
Cu		0,005	0,020	0,005	0,020	0,005	0,025	0,005	0,010	0,005	0,015
V		0,005	0,095	0,005	0,025	0,005	0,010	0,005	0,010	0,005	0,010
Zn		0,020	0,245	0,050	0,145	0,035	0,115	0,050	0,325	0,035	0,140

Tabelle A9: Mittelwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten des statischen Versuchs – B2 auf ungesättigtem Sand

Stoff	Einheit	Schicht 1	Schicht 2	Schicht 3	Schicht 4	Schicht 5
1	2	3	4	5	6	7
OH	mmol/kg	0,44539	0,00150	0,00057	0,00020	0,00007
Na	mg/kg	10,5	3,5	2,3	3,7	3,7
K		153,9	26,0	6,3	4,2	4,3
SO ₄		220,5	73,6	60,7	66,2	50,1
As		0,020	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Al		10,68	0,81	1,45	0,48	0,72
Cr		0,037	0,008	0,009	0,005	0,005
Cu		< 0,05	0,007	0,006	< 0,005	< 0,005
V		< 0,25	0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Zn		< 0,25	0,058	0,009	0,043	0,034

Tabella A10: Minimal- und Maximalwerte (ausreißerbereinigt) in den einzelnen Schichten – B2 auf ungesättigtem Sand

Stoff	Einheit	Schicht 1		Schicht 2		Schicht 3		Schicht 4		Schicht 5	
		Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
OH	mmol/kg	0,4093	1,387	0,0005	0,0082	0,00003	0,0034	0,00004	0,0034	0,00001	0,0002
Na		8,00	13,50	2,00	6,00	1,00	4,50	3,00	4,50	2,50	156,00
K		134,50	182,50	5,00	31,00	3,00	28,00	4,00	4,50	4,00	367,50
SO ₄		197,00	263,50	43,60	99,50	41,80	76,50	36,90	68,00	39,50	64,00
As		0,020	0,025	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Al	mg/kg	9,00	12,50	0,45	1,63	0,77	2,96	0,12	1,15	0,47	1,18
Cr		0,025	0,049	0,005	0,020	0,005	0,015	0,005	0,005	0,005	0,005
Cu		< 0,05	< 0,05	0,005	0,015	0,005	0,010	< 0,005	0,010	< 0,005	0,005
V		< 0,25	< 0,25	< 0,005	0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Zn		< 0,25	< 0,25	0,035	0,100	0,015	0,100	0,030	1,000	0,020	1,000

Häufigkeitsverteilungen der Blindwerte im Sand (statischer Versuch):

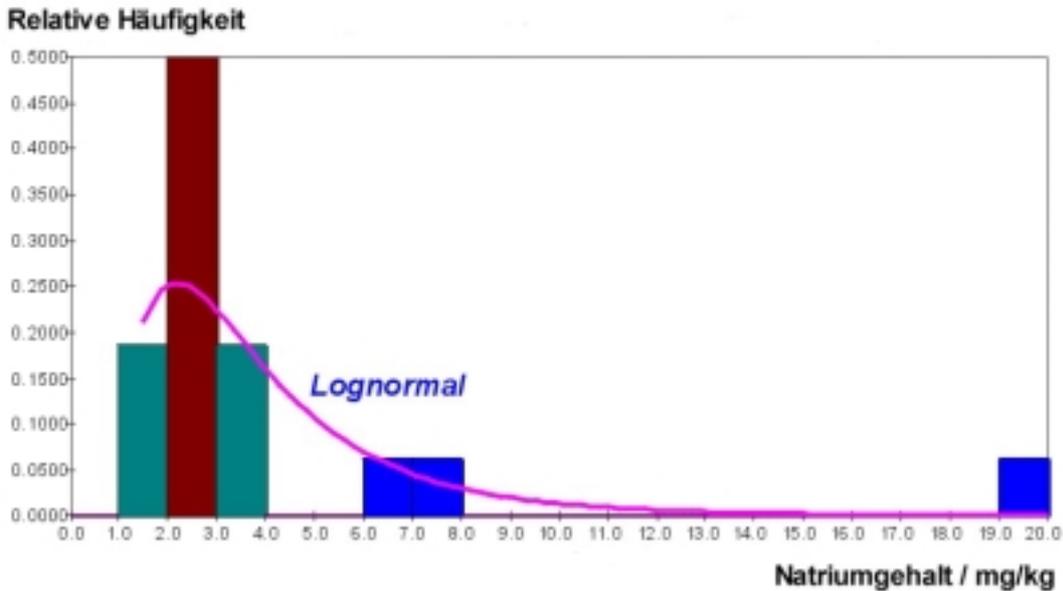


Bild B1: Häufigkeitsverteilung des Natriumgehalts im Versuchssand (18 Messungen)

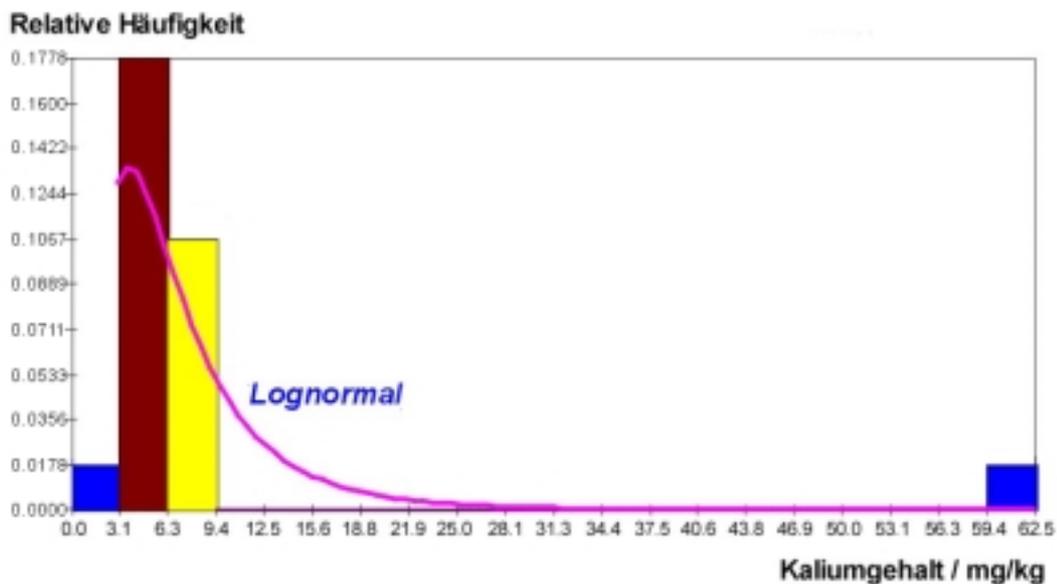


Bild B2: Häufigkeitsverteilung des Kaliumgehalts im Versuchssand (18 Messungen)

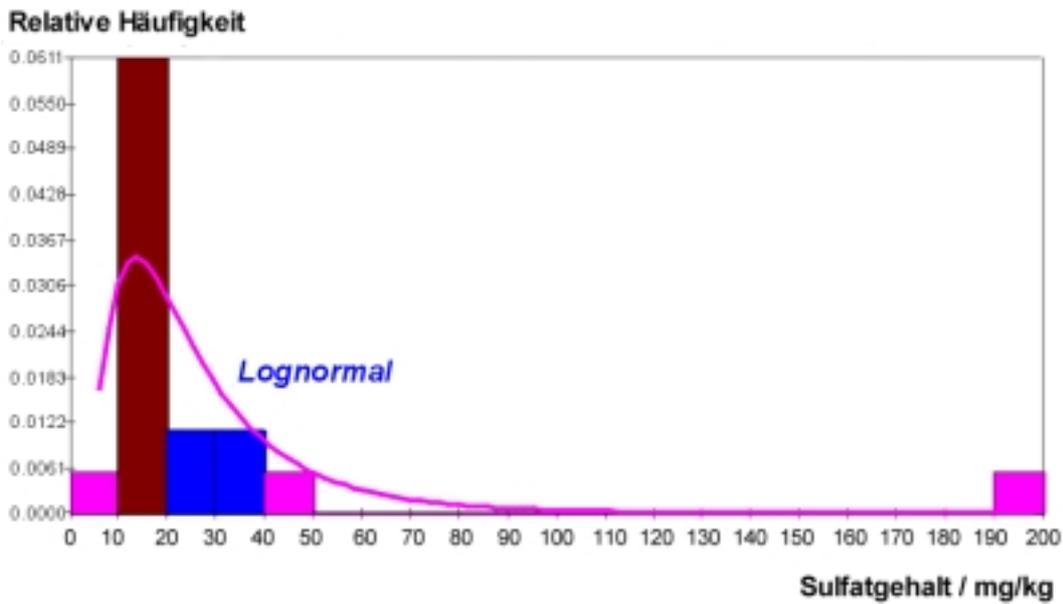


Bild B3: Häufigkeitsverteilung des Sulfatgehalts im Versuchssand (18 Messungen)

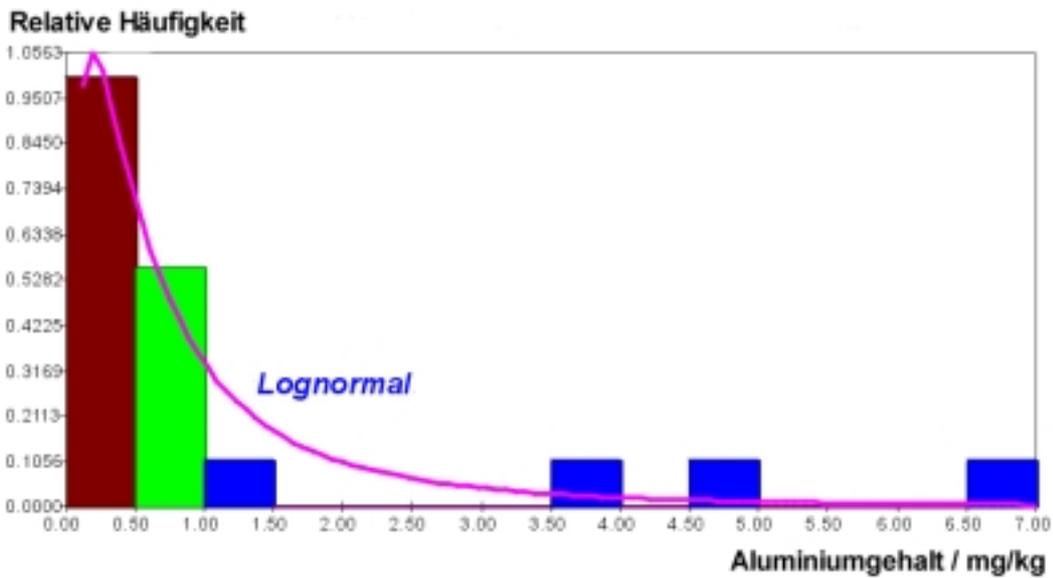


Bild B4: Häufigkeitsverteilung des Aluminiumgehalts im Versuchssand (18 Messungen)

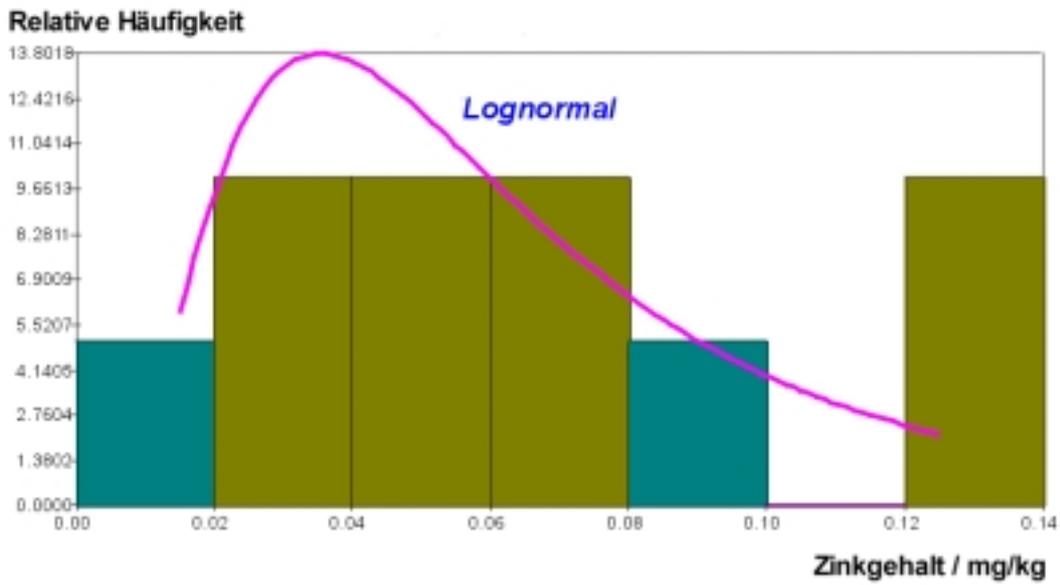


Bild B5: Häufigkeitsverteilung des Zinkgehalts im Versuchssand (11 Messwerte (mit Nachweisgrenze 0,005 mg/kg Sand), 6 Messungen < 0,25 mg/kg , eine Messung < 0,025 mg/kg)

Häufigkeitsverteilungen der Blindwerte im Leitungswasser und in den Wasserproben aus dem Sand (dynamischer Versuch):

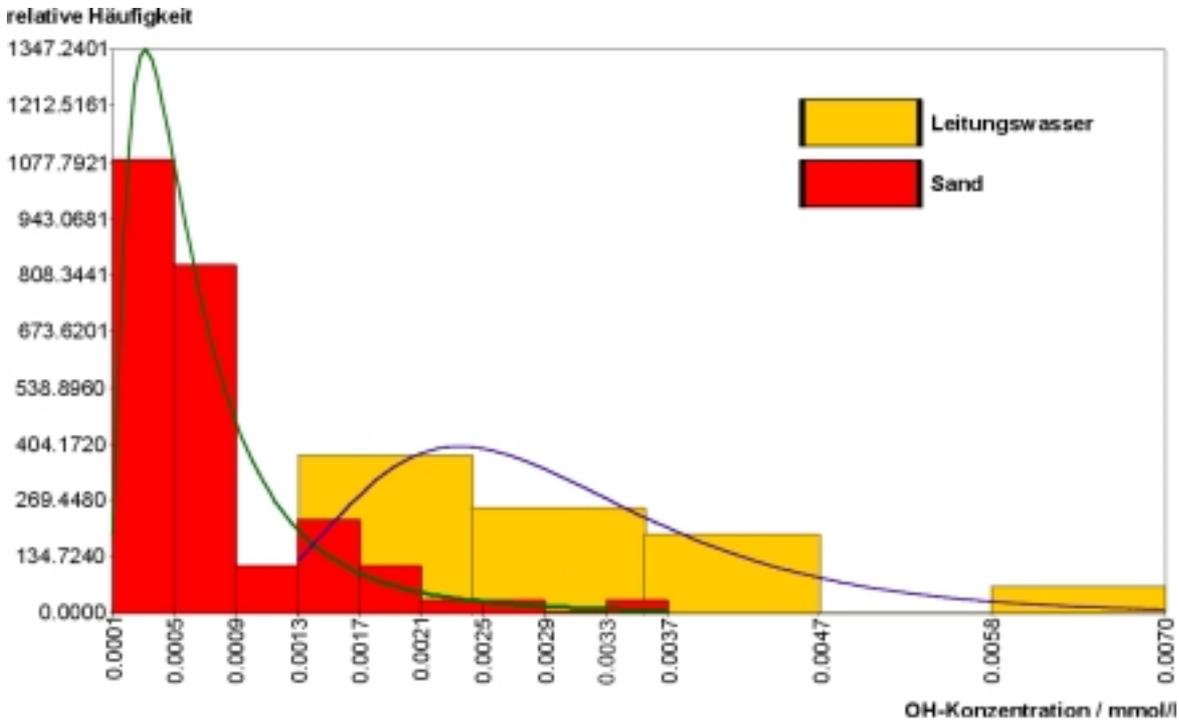


Bild B6: Verteilung der OH-Ionen-Konzentration in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

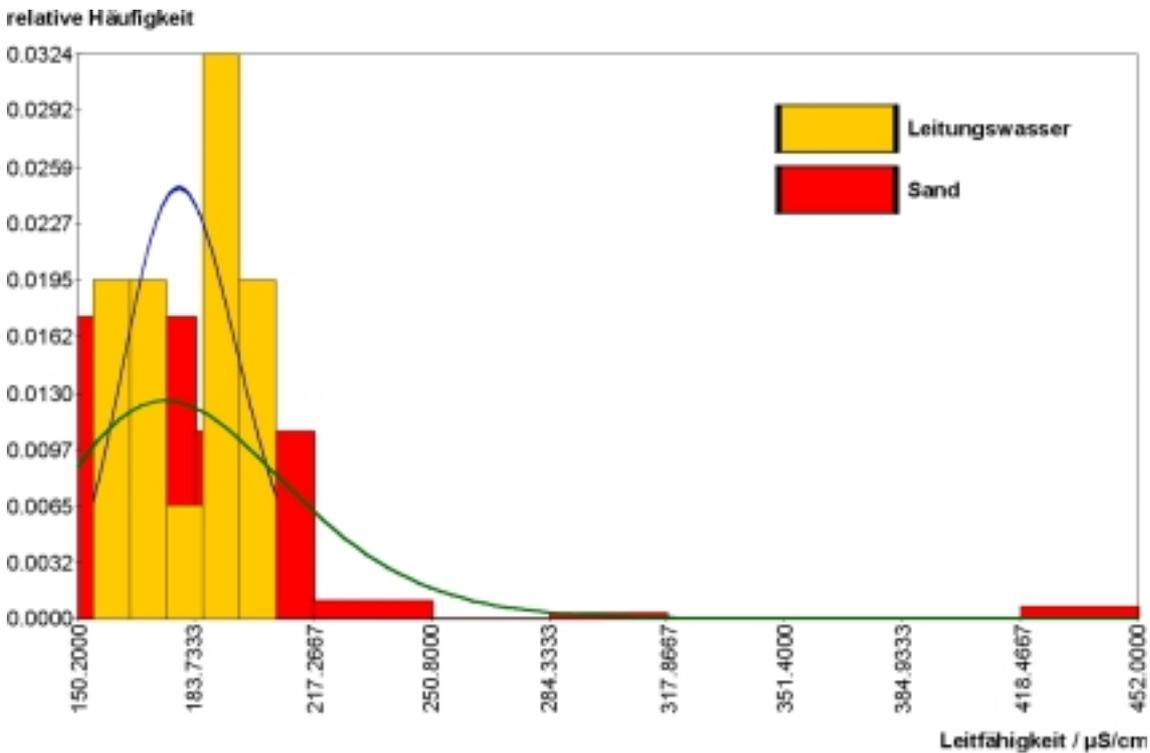


Bild B7: Verteilung der Leitfähigkeit in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

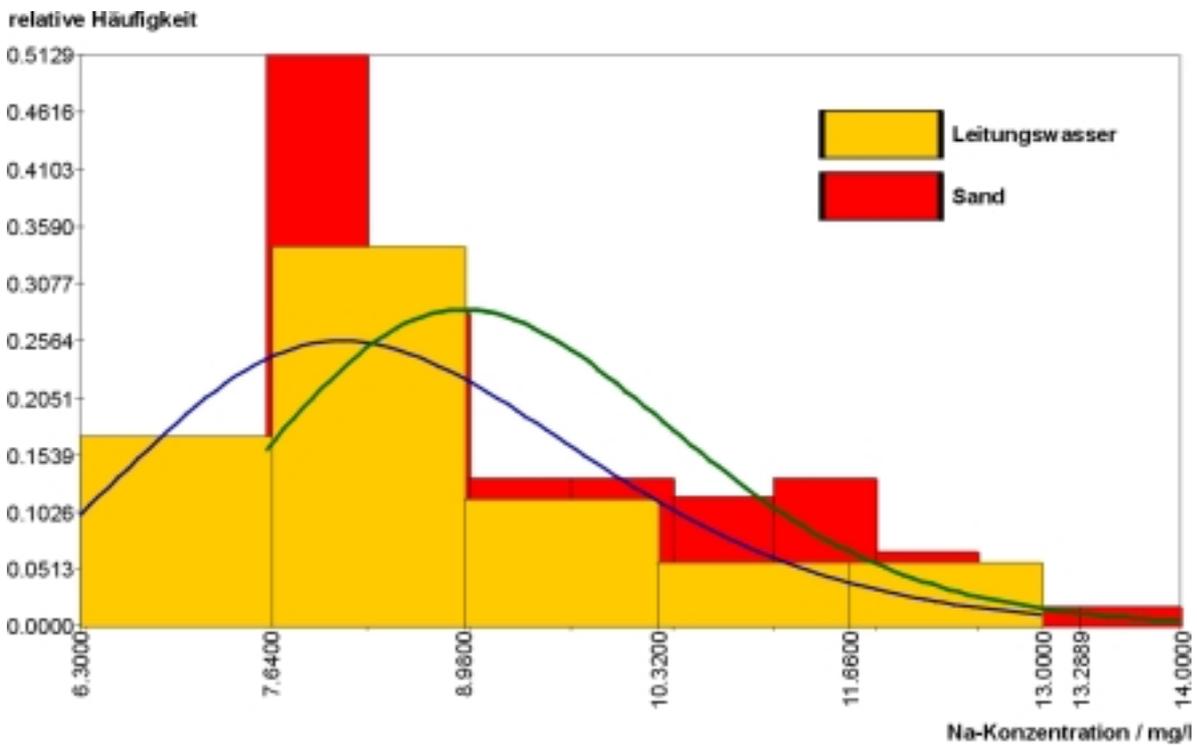


Bild B8: Verteilung der Natriumkonzentration in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

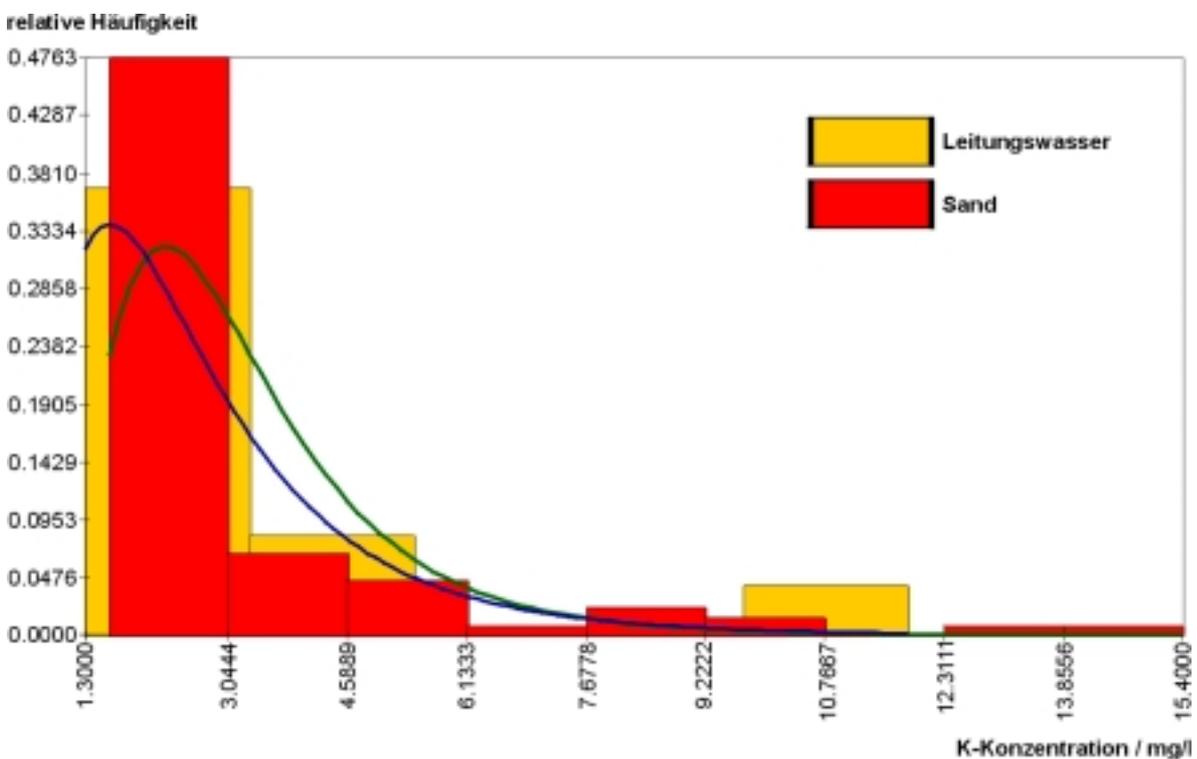


Bild B9: Verteilung der Kaliumkonzentration in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

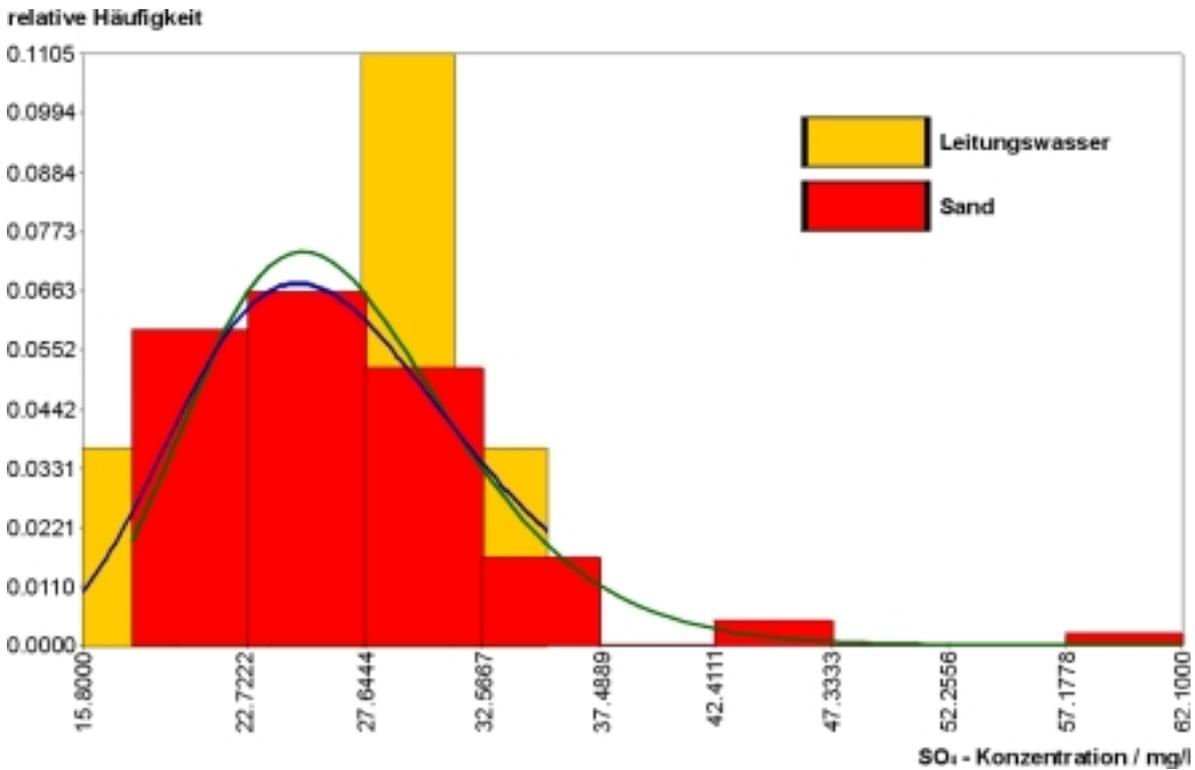


Bild B10: Verteilung der Sulfatkonzentration in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

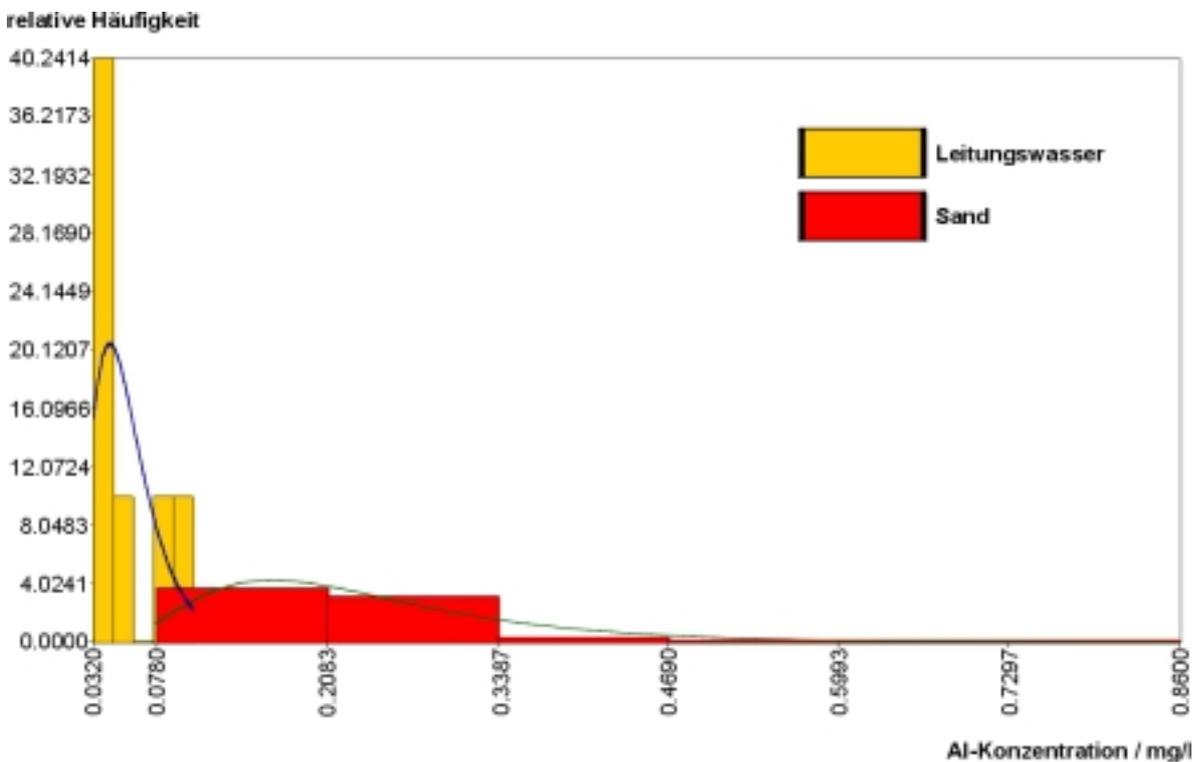


Bild B11: Verteilung der Aluminiumkonzentration in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

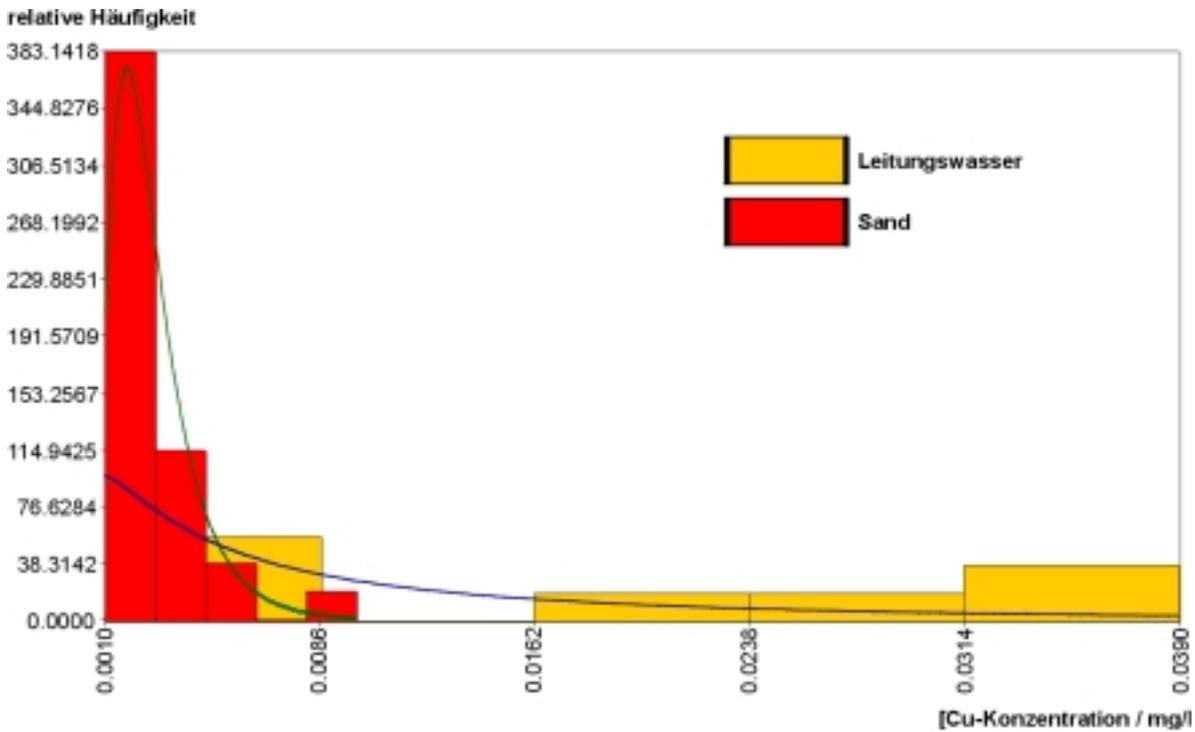


Bild B12: Verteilung der Kupferkonzentration in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

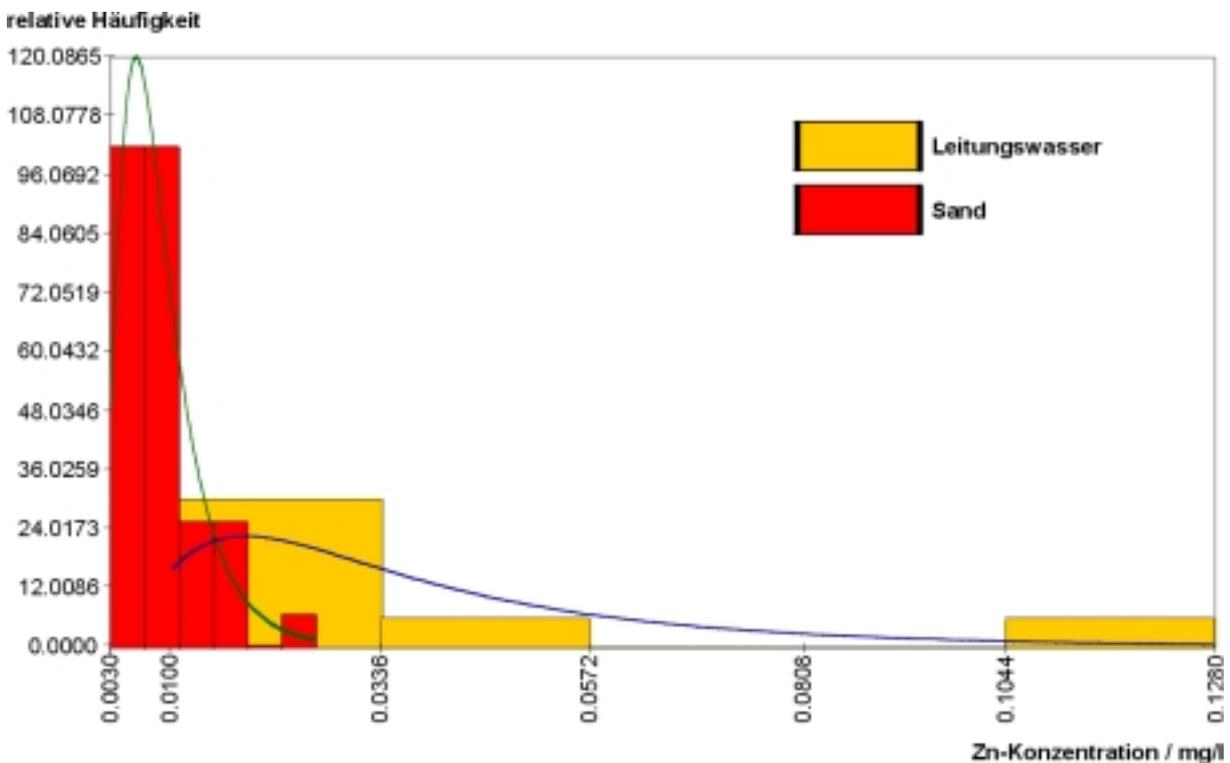
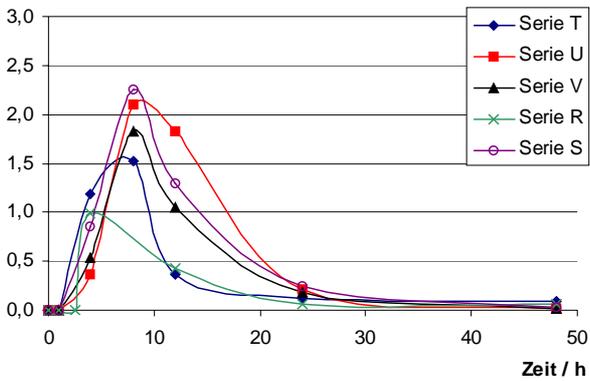


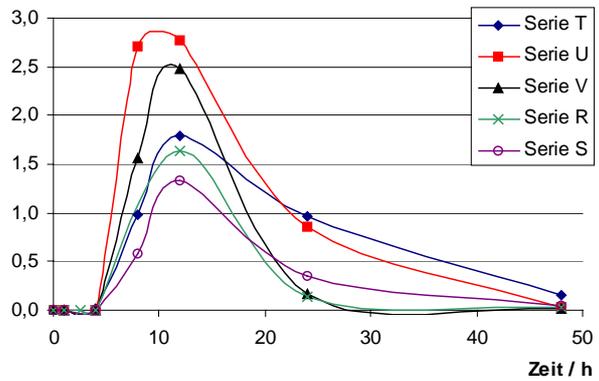
Bild B13: Verteilung der Zinkkonzentration in Leitungswasser und in den Proben aus dem Sand

Ergebnisse des dynamischen Versuchs:

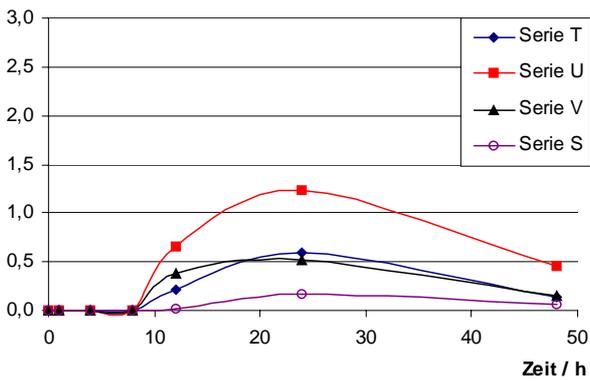
OH-Ionen-Konzentration in 15 cm Abstand / mmol/l



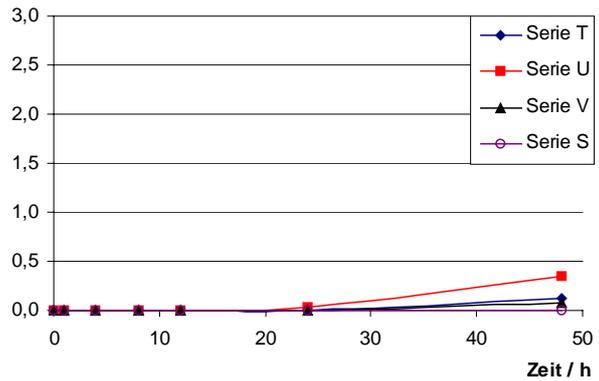
OH-Ionen-Konzentration in 30 cm Abstand / mmol/l



OH-Ionen-Konzentration in 55 cm Abstand / mmol/l



OH-Ionen-Konzentration in 105 cm Abstand / mmol/l



OH-Ionen-Konzentration in 200 cm Abstand / mmol/l

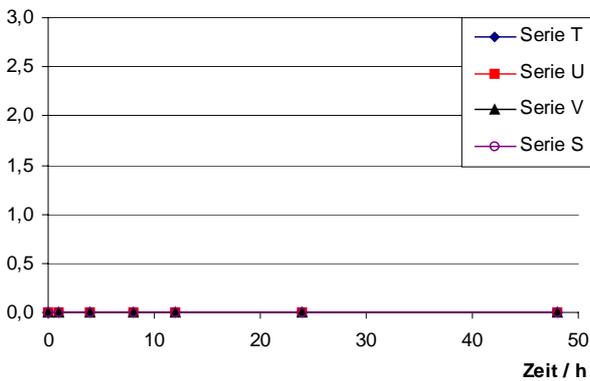
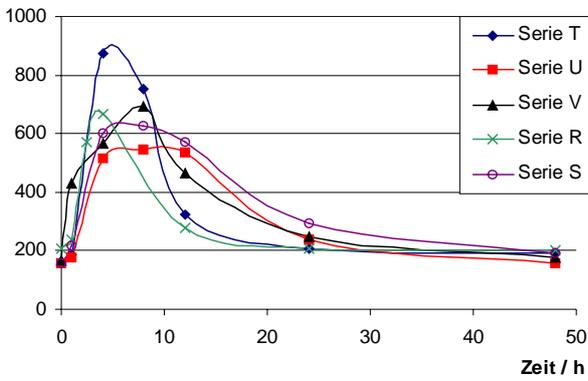
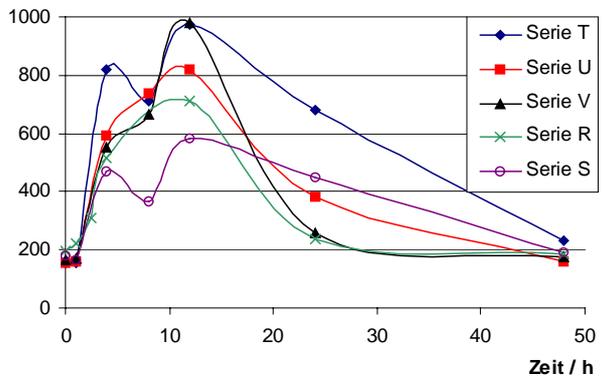


Bild B14: Entwicklung der OH⁻-Ionen-Konzentration an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

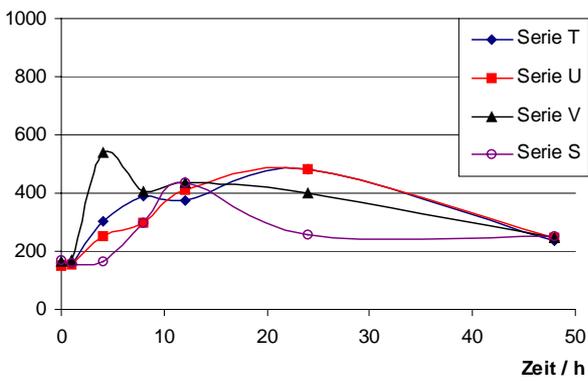
Leitfähigkeit in 15 cm Abstand / $\mu\text{S/cm}$



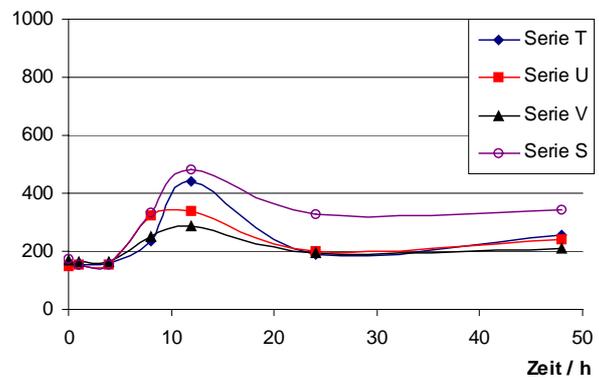
Leitfähigkeit in 30 cm Abstand / $\mu\text{S/cm}$



Leitfähigkeit in 55 cm Abstand / $\mu\text{S/cm}$



Leitfähigkeit in 105 cm Abstand / $\mu\text{S/cm}$



Leitfähigkeit in 200 cm Abstand / $\mu\text{S/cm}$

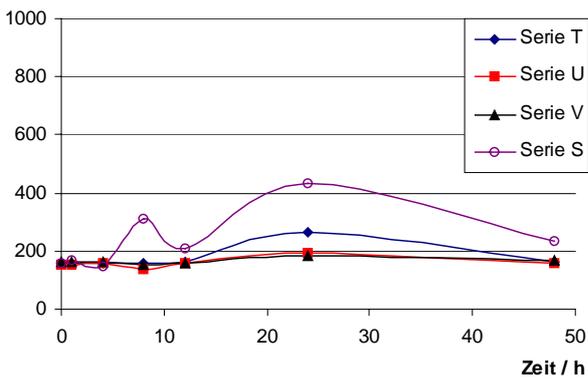
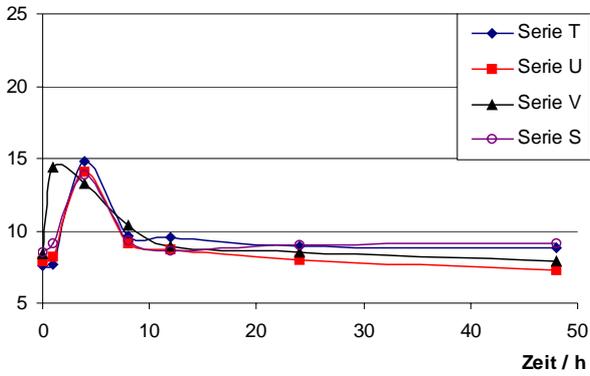
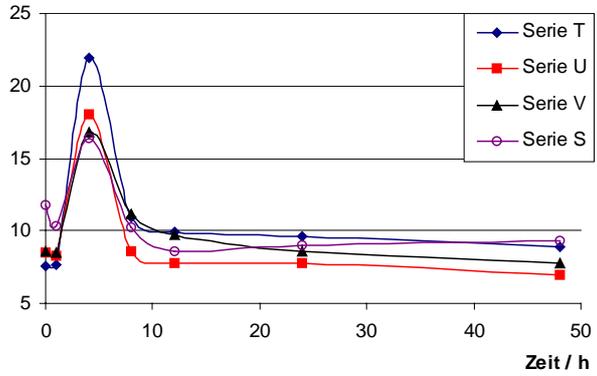


Bild B15: Entwicklung der Leitfähigkeit an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

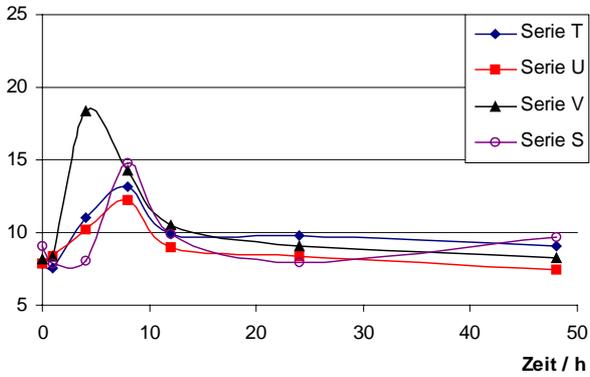
Na-Gehalt in 15 cm Abstand / mg/l



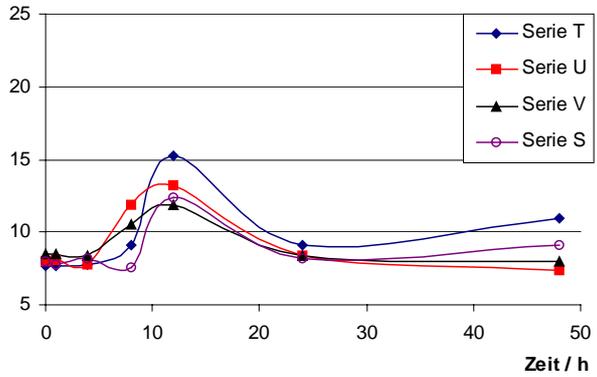
Na-Gehalt in 30 cm Abstand / mg/l



Na-Gehalt in 55 cm Abstand / mg/l



Na-Gehalt in 105 cm Abstand / mg/l



Na-Gehalt in 200 cm Abstand / mg/l

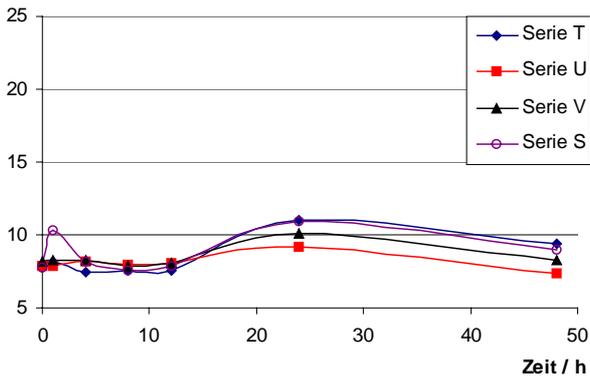
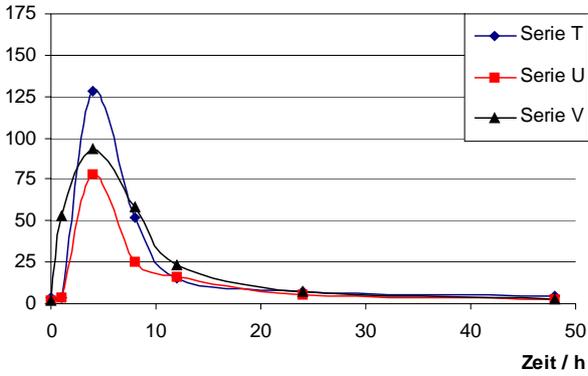
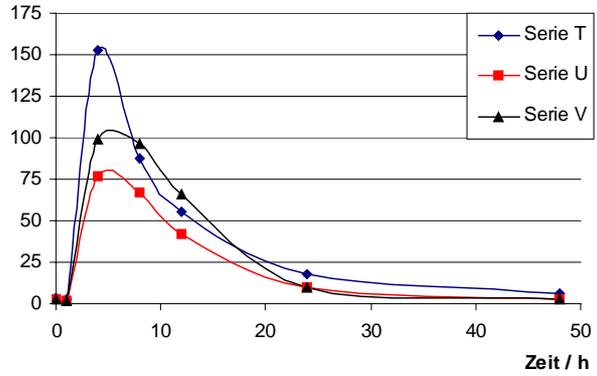


Bild B16: Entwicklung der Natriumkonzentration an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

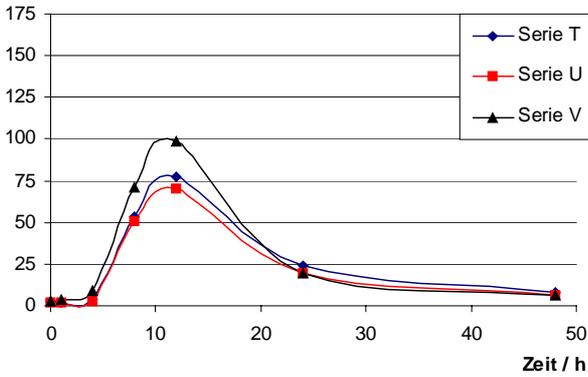
K-Gehalt in 15 cm Abstand / mg/l



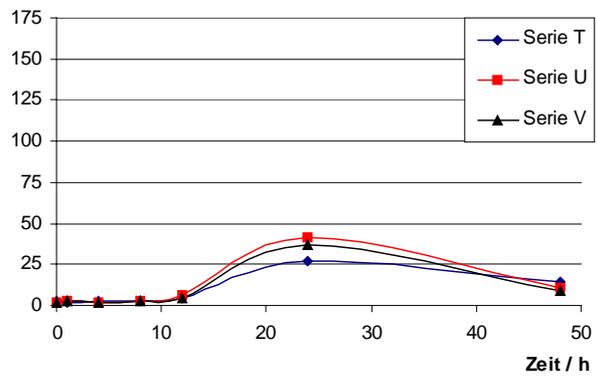
K-Gehalt in 30 cm Abstand / mg/l



K-Gehalt in 55 cm Abstand / mg/l



K-Gehalt in 105 cm Abstand / mg/l



K-Gehalt in 200 cm Abstand / mg/l

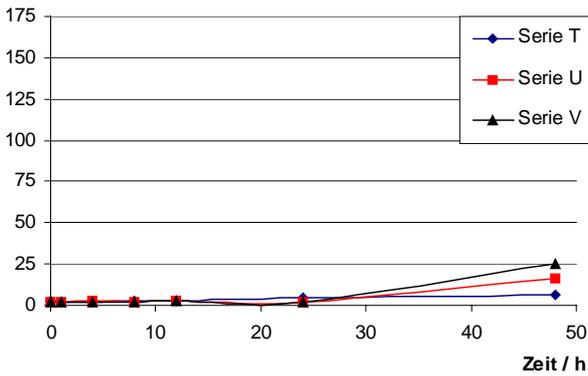
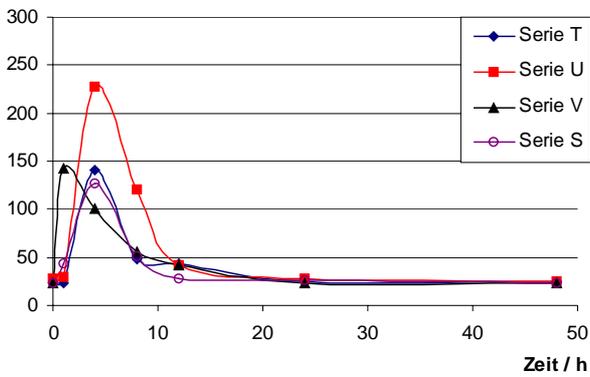
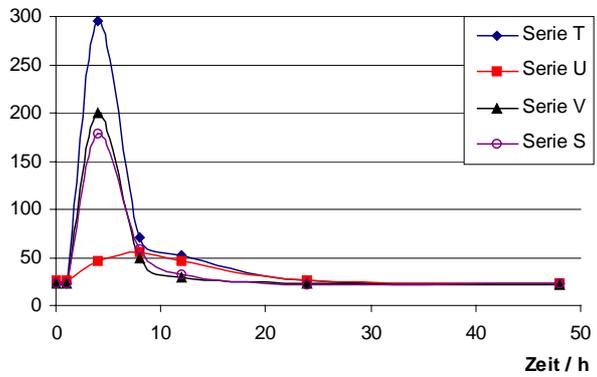


Bild B17: Entwicklung der Kaliumkonzentration an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

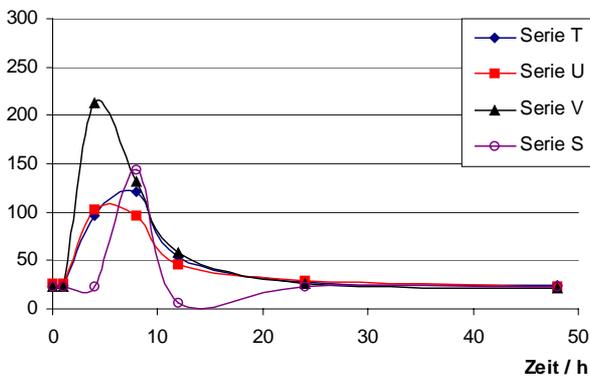
SO₄-Gehalt in 15 cm Abstand / mg/l



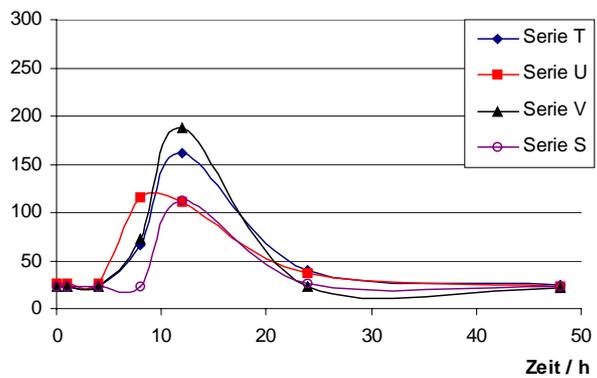
SO₄-Gehalt in 30 cm Abstand / mg/l



SO₄-Gehalt in 55 cm Abstand / mg/l



SO₄-Gehalt in 105 cm Abstand / mg/l



SO₄-Gehalt in 200 cm Abstand / mg/l

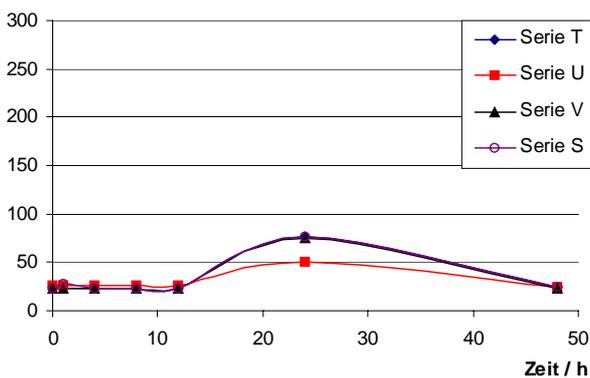
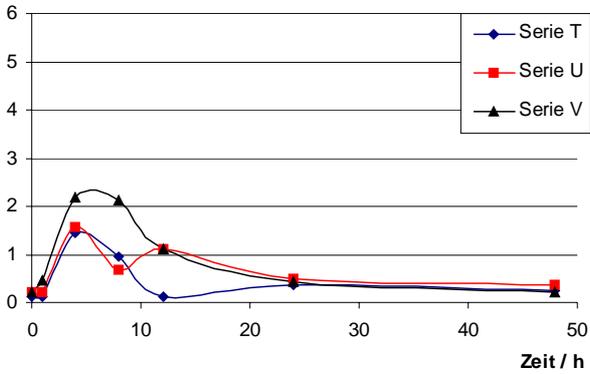
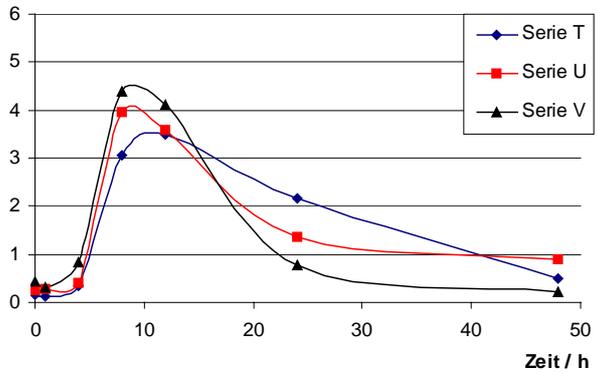


Bild B18: Entwicklung der Sulfatkonzentration an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

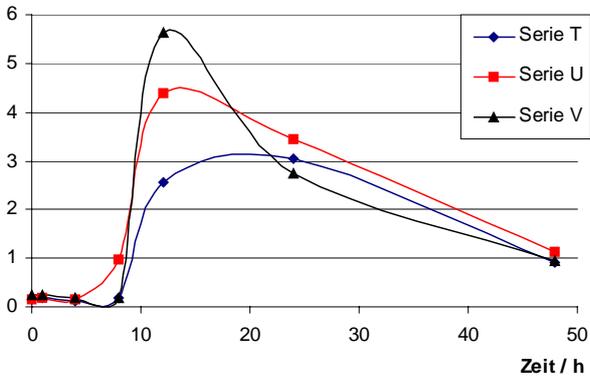
Al-Gehalt in 15 cm Abstand / mg/l



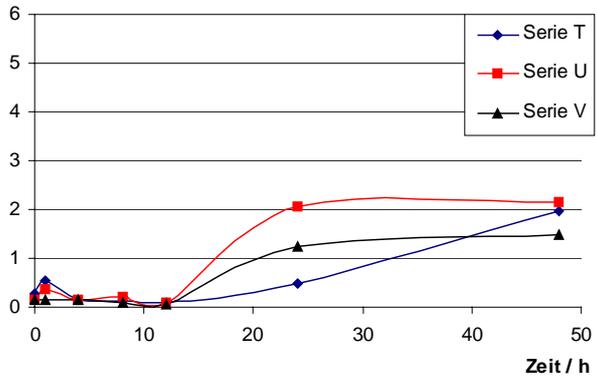
Al-Gehalt in 30 cm Abstand / mg/l



Al-Gehalt in 55 cm Abstand / mg/l



Al-Gehalt in 105 cm Abstand / mg/l



Al-Gehalt in 200 cm Abstand / mg/l

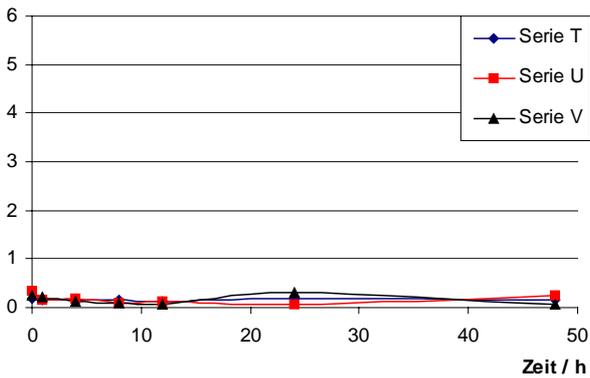
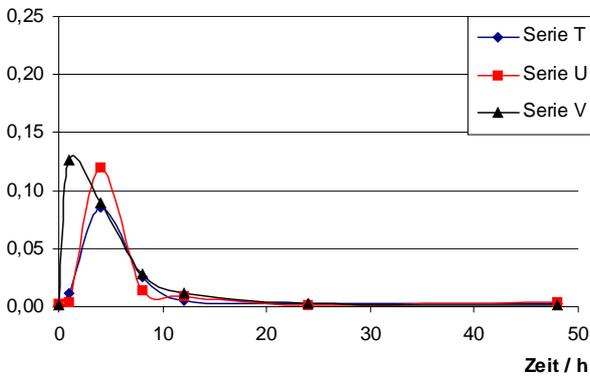
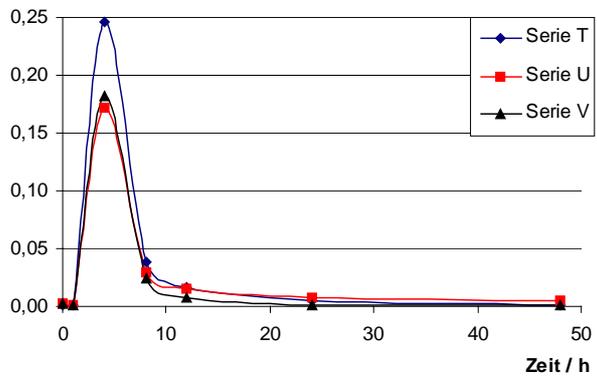


Bild B19: Entwicklung der Aluminiumkonzentration an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

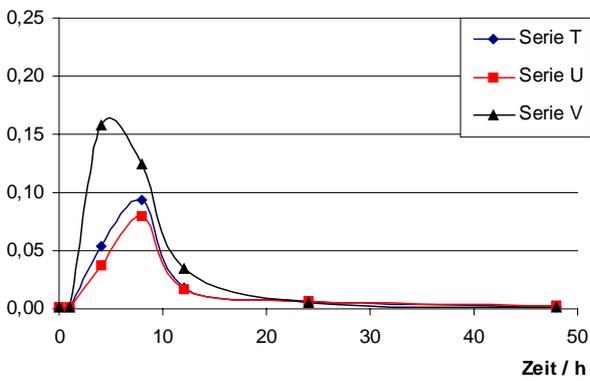
Cr-Gehalt in 15 cm Abstand / mg/l



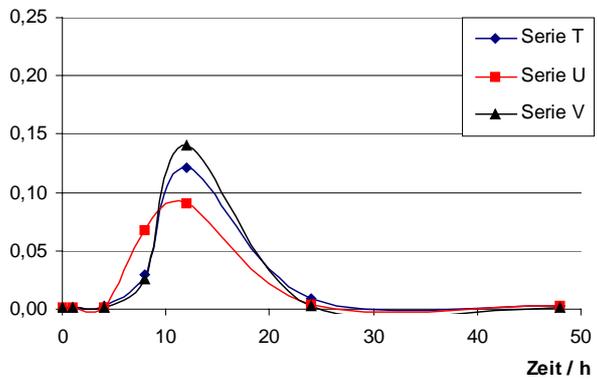
Cr-Gehalt in 30 cm Abstand / mg/l



Cr-Gehalt in 55 cm Abstand / mg/l



Cr-Gehalt in 105 cm Abstand / mg/l



Cr-Gehalt in 200 cm Abstand / mg/l

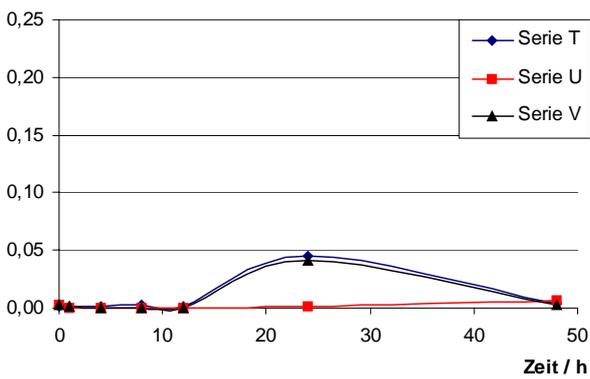


Bild B20: Entwicklung der Chromkonzentration an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

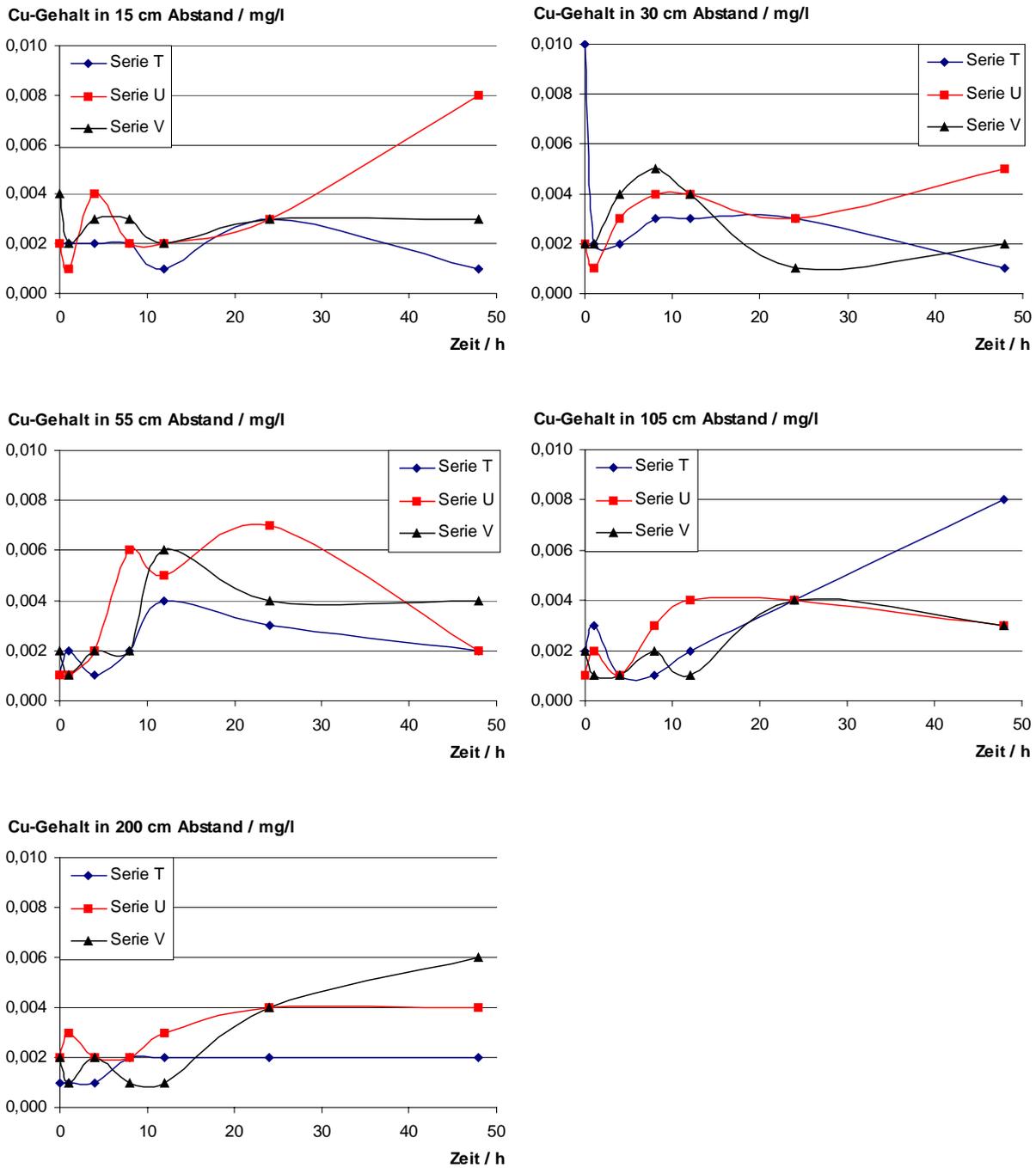
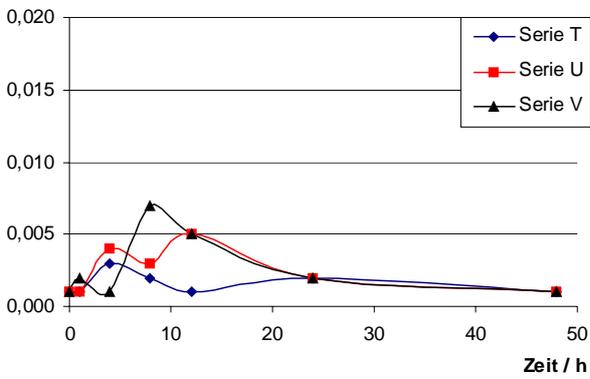
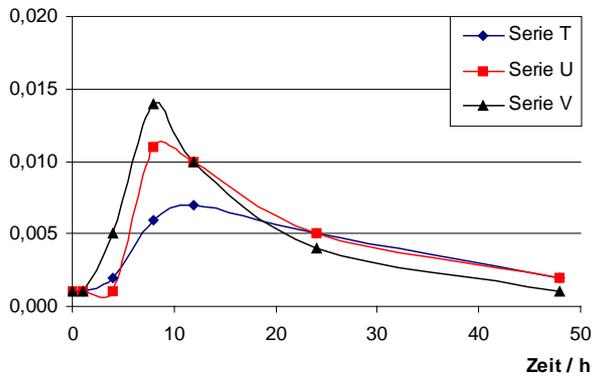


Bild B21: Entwicklung der Kupferkonzentration an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

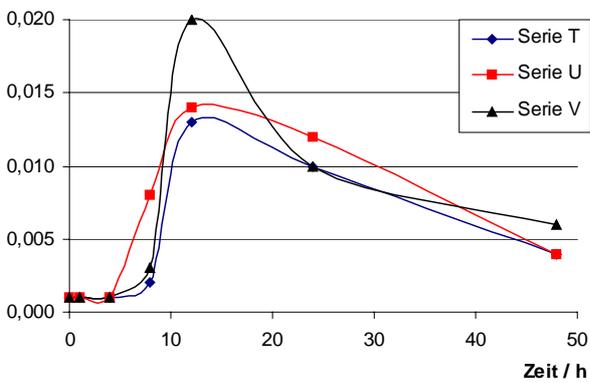
V-Gehalt in 15 cm Abstand / mg/l



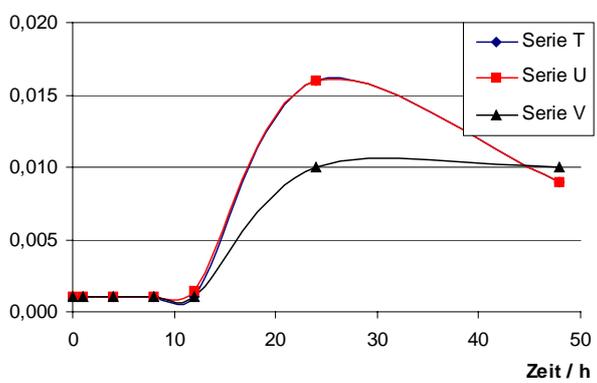
V-Gehalt in 30 cm Abstand / mg/l



V-Gehalt in 55 cm Abstand / mg/l



V-Gehalt in 105 cm Abstand / mg/l



V-Gehalt in 200 cm Abstand / mg/l

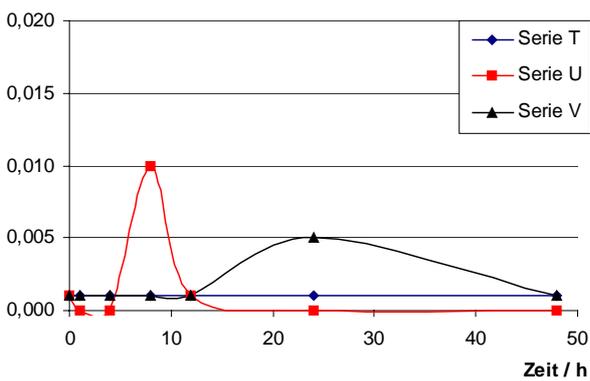
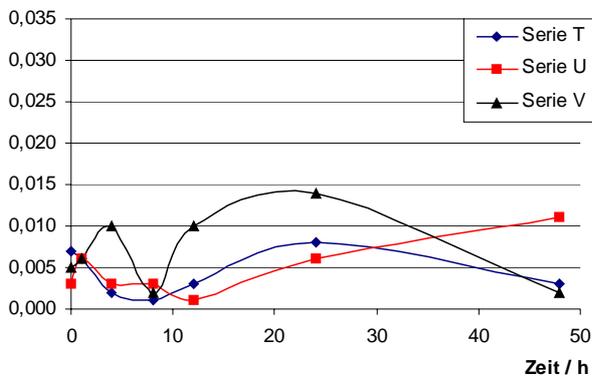
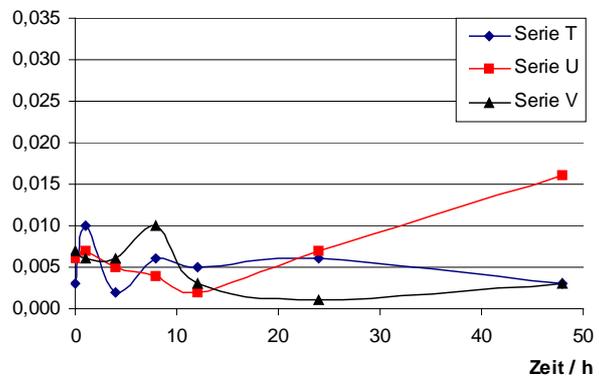


Bild B22: Entwicklung der Vanadiumkonzentration an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

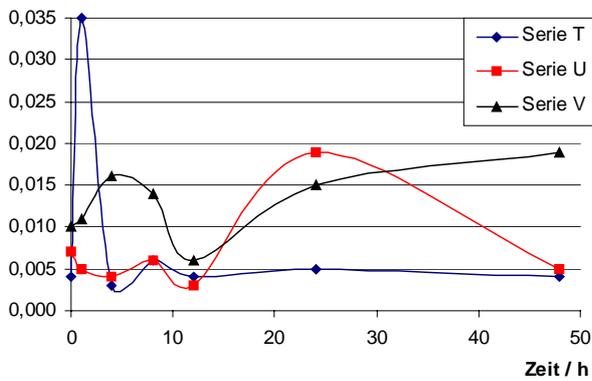
Zn-Gehalt in 15 cm Abstand / mg/l



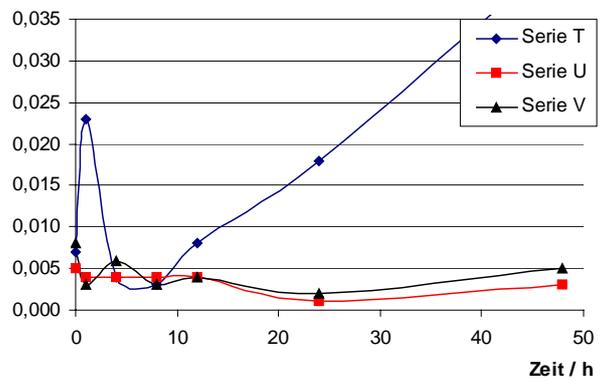
Zn-Gehalt in 30 cm Abstand / mg/l



Zn-Gehalt in 55 cm Abstand / mg/l



Zn-Gehalt in 105 cm Abstand / mg/l



Zn-Gehalt in 200 cm Abstand / mg/l

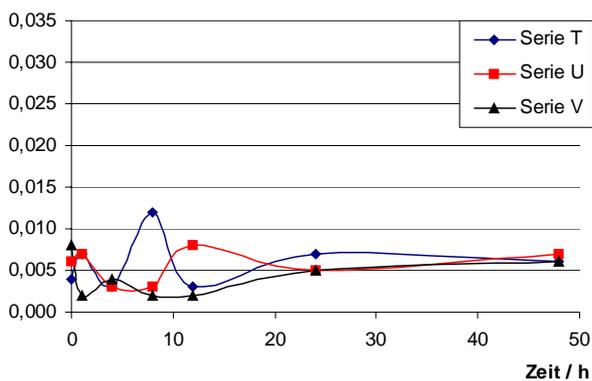


Bild B23: Entwicklung der Zinkkonzentration an den einzelnen Pegeln – Vergleich der Wiederholungsversuche

Bauforschung für die Praxis

Brandschutzkosten im Wohnungsbau
Karl Deters
Band 59, 2001, 245 S., Abb., Tab., kart.,
ISBN 3-8167-4258-0
€ 50,- | sFr 86,-

Gemeinschaftliches Wohnen im Alter
R. Weeber, G. Wölflle, V. Rösner
Band 58, 2001, 175 S., Abb., Tab., kart.,
ISBN 3-8167-4257-2
€ 46,- | sFr 79,-

Entwicklung eines Bewertungssystems für ökonomisches und ökologisches Bauen und gesundes Wohnen
C.J. Diederichs, P. Getto, S. Streck
Band 57, 2002, 230 S., mit CD-ROM, Abb., Tab., kart., ISBN 3-8167-4256-4
€ 50,- | sFr 86,-

Vergabeverfahren und Baukosten
Hannes Weeber, Simone Bosch
Band 56, 2001, 192 S., Abb., Tab., kart.,
ISBN 3-8167-4255-6
€ 50,- | sFr 86,-

Konzepte für die praxisorientierte Instandhaltungsplanung im Wohnungsbau
Ralf Spilker, Rainer Oswald
Band 55, 2000, 71 S., 5 Abb., zahlr. Tab., kart., ISBN 3-8167-4254-8
€ 22,- | sFr 39,50

Bewährung innen wärmedämmter Fachwerkbauten
Problemstellung und daraus abgeleitete Konstruktionsempfehlungen
Reinhard Lamers, Daniel Rosenzweig, Ruth Abel
Band 54, 2000, 173 S., 123 Abb., kart.,
ISBN 3-8167-4253-X
€ 25,- | sFr 44,-

Überprüfbarkeit und Nachbesserbarkeit von Bauteilen - untersucht am Beispiel der genutzten Flachdächer
Rainer Oswald, Ralf Spilker, Klaus Wilmes
Band 53, 1999, 133 S., 49 Abb., 4 Tab., kart.,
ISBN 3-8167-4252-1
€ 37,- | sFr 63,-

Bauschadensfibel für den privaten Bauherrn und Hauskäufer
Rainer Oswald, Ruth Abel, Volker Schnapauff
Band 52, 1999, 140 S., 19 Abb., 3 Tab., fester Einband, ISBN 3-8167-4251-3
€ 25,- | sFr 44,-

Balkone, kostengünstig und funktionsgerecht
Hannes Weeber, Margit Lindner
Band 51, 1999, 146 S., 102 Abb., 26 Tab., kart., ISBN 3-8167-4250-5
€ 38,- | sFr 65,-

Kostenfaktor Erschließungsanlagen
Hannes Weeber, Michael Rees
Band 50, 1999, 226 S., 107 Abb., 15 Tab., kart., ISBN 3-8167-4249-1
€ 50,- | sFr 86,-

Eigenleistung beim Bauen
Wie Eigentümer und Mieter sich am Bau ihrer

Wohnung beteiligen können
R. Weeber, H. Weeber, S. Kleebaur, H. Gerth, W. Pohrt
Band 49, 1999, 154 S., 25 Abb., 12 Tab.,
ISBN 3-8167-4248-3
€ 22,- | sFr 39,50

Kosteneinsparung durch Bauzeitverkürzung
Barbara Bredenbals, Heinz Hullmann
Band 48, 1999, 174 S., 38 Abb., 36 Tab.,
ISBN 3-8167-4247-5
€ 37,- | sFr 64,-

Das wärme- und feuchteschutztechnische Verhalten von stählernen Fassadendurchdringungen
Lutz Franke, Gernod Deckelmann
Band 47, 1998, 74 S., 38 Abb., 13 Tab., kart.,
ISBN 3-8167-4246-7
€ 15,- | sFr 26,-

Kostengünstige bauliche Maßnahmen zur Reduzierung des Energieverbrauchs im Wohnungsbestand
R. Oswald, R. Lamers, V. Schnapauff, R. Spilker, K. Wilmes
Band 46, 1998, 100 S., 57 Abb., kart.,
ISBN 3-8167-4245-9
€ 17,- | sFr 30,50

Sicherung des baulichen Holzschutzes
Horst Schulze
Band 45, 1998, 168 S., 136 Abb., 10 Tab., kart., ISBN 3-8167-4244-0
€ 22,- | sFr 39,50

Luftdichtigkeit von industriell errichteten Wohngebäuden in den neuen Bundesländern
Wolfgang Richter, Dirk Reichel
Band 44, 1998, 88 S., 34 Abb., 15 Tab., kart.,
ISBN 3-8167-4243-2
€ 15,- | sFr 26,-

Leitfaden Kostendämpfung im Geschoßwohnungsbau
Karl Deters, Joachim Arlt
Band 43, 1998, 162 S., 135 Abb., 34 Tab., kart., ISBN 3-8167-4242-4
€ 22,- | sFr 39,50

Langzeitbewährung und Entwicklungstendenzen von Kunststoff-Bauprodukten im Wohnungsbau
Dieter Arlt, Rainer Weltring
Band 42, 1998, 137 S., 90 Abb., 7 Graph., kart., ISBN 3-8167-4241-6
€ 20,- | sFr 35,-

Ausschreibungshilfen für recyclinggerechte Wohnbauten
Barbara Bredenbals, Wolfgang Willkomm
Band 41, 1998, 172 S., 28 Abb., kart.,
ISBN 3-8167-4240-8
€ 22,- | sFr 39,50

Gebrauchsanweisung für Häuser
Volker Schnapauff, Silke Richter-Engel
Band 40, 1997, 116 S., 4 Abb., 7 Tab., kart.,
ISBN 3-8167-4239-4
€ 19,- | sFr 34,-

Ergänzender Neubau in bestehenden Wohnsiedlungen
H. Weeber, R. Weeber, M. Lindner, u. a.
Band 39, 1997, 194 S., 230 Abb., kart.,
ISBN 3-8167-4238-6
€ 25,- | sFr 44,-

Lüftung in industriell errichteten Wohnhäusern
Wilfried Jank
Band 37, 1997, 66 S., 17 Abb., 12 Tab., 13 Tafeln, kart., ISBN 3-8167-4236-X
€ 15,- | sFr 26,-

Auswirkungen der neuen Wärmeschutzverordnung auf den Schallschutz von Gebäuden
Siegfried Koch, Werner Scholl
Band 36, 1997, 72 S., 33 Abb., 2 Tab., kart.,
ISBN 3-8167-4235-1
€ 15,- | sFr 26,-

Baukostensenkung durch gesicherte Schadensbeurteilung an aufwerksporigen Leichtbetonelementen der industriell errichteten Wohnbauten der ehemaligen DDR
Mirko Neumann, Mathias Reuschel
Band 35, 1997, 320 S., 227 Abb., 105 Tab., kart., ISBN 3-8167-4234-3
€ 41,- | sFr 70,-

Verhinderung von Emissionen aus Baustoffen durch Beschichtungen
Lutz Franke, Martin Wesselmann
Band 34, 1997, 68 S., 11 Abb., 9 Tab., kart.,
ISBN 3-8167-4233-5
€ 15,- | sFr 26,-

Wärmedämmverbundsysteme (WDVS) im Wohnungsbau
Institut für Bauforschung e.V., Hannover
Band 32, 1997, 250 S., 128 Abb., 20 Tab., kart., ISBN 3-8167-4231-9
€ 30,- | sFr 51,50

BESTELLSCHEIN

■ Titel ankreuzen und im Umschlag oder
■ per Fax (07 11) 970 - 25 08 oder -25 07
■ senden an:

Fraunhofer IRB Verlag

■ Fraunhofer-Informationszentrum
■ Raum und Bau IRB
■ Postfach 80 04 69, D-70504 Stuttgart
■ Telefon (07 11) 970 - 25 00
■ E-Mail: info@irb.fhg.de
■ URL: <http://www.IRBbuch.de>

■ Absender

■

■

■ Straße/PF

■ PLZ/Ort

■ Datum

■ Unterschrift

02/2002 [BfP-alleTitel-Anzeige.qxd]

- Niedrigenergiehäuser unter Verwendung des Dämmstoffes Styropor**
Teil 1, Konstruktionsempfehlungen und optimierte Anschlußsituationen (Details)
W.-H. Pohl, S. Horschler, R. Pohl
Teil 2, Quantitative Darstellung der Wirkung von Wärmebrücken
Gerd Hauser, Horst Stiegel
Band 31, 1997, 294 S., 169 Abb., kart., ISBN 3-8167-4230-0
€ 14,- | sFr 25,-
- Fenster - Sanierung und Modernisierung**
Hans-Rudolf Neumann
Band 30, 1997, 134 S., 90 Abb., 11 Tab., kart., ISBN 3-8167-4229-7
€ 20,- | sFr 35,-
- Schäden an nicht industriell hergestellten Wohnbauten der neuen Bundesländer**
R. Oswald, R. Spilker, V. Schnapauff, u. a.
Band 29, 1996, 116 S., 66 Abb., 30 Tab., kart., ISBN 3-8167-4228-9
€ 17,- | sFr 30,50
- Parkierungsanlagen im verdichteten Wohnungsbau**
Hannes Weeber, Rotraut Weeber
Band 28, 1997, 156 S., 60 Abb., 28 Tab., kart., ISBN 3-8167-4227-0
€ 22,- | sFr 39,50
- Möglichkeiten der Einsparung von Wohnkosten durch Mieterbeteiligung**
M. Elff, K. Goldt, B. Harms, u. a.
Band 27, 1997, 157 S., 3 Abb., 8 Tab., kart., ISBN 3-8167-4226-2
€ 22,- | sFr 39,50
- Die Berechnung von Flachdecken über Zustands- und Einflußflächen**
Max Baerschneider
Band 26, 1996, 380 S., 196 Tab., kart., zweibändig, ISBN 3-8167-4225-4
€ 49,- | sFr 83,50
- Feuchttransportvorgänge in Stein und Mauerwerk - Messung und Berechnung**
M. Krus, H.-M. Künzel, K. Kießl
Band 25, 1996, 75 S., 31 Abb., 2 Tab., kart., ISBN 3-8167-4224-6
€ 15,- | sFr 26,-
- Wohngebäudesanierung und Privatisierung**
Hannes Weeber, Michael Rees
Band 24, 1996, 107 S., 51 Abb., 17 Tab., kart., ISBN 3-8167-4223-8
€ 20,- | sFr 35,-
- Der Feuchtehaushalt von Holz-Fachwerkwänden**
Helmut Künzel
Band 23, 1996, 85 S., 32 Abb., 10 Tab., kart., ISBN 3-8167-4222-X
€ 15,- | sFr 26,-
- Neue Konstruktionsalternativen für recyclingfähige Wohngebäude**
Barbara Bredenbals, Wolfgang Willkomm
Band 22, 1996, 110 S., 26 Abb., 3 Tab., kart., ISBN 3-8167-4221-1
€ 17,- | sFr 30,50
- Standicherheit der Wohnbauten in Fertigteilbauweise in den neuen Bundesländern**
E. Cziesielski, N. Fouad, F.-U. Vogdt
Band 21, 1996, 226 S., 71 Abb., kart., ISBN 3-8167-4220-3
€ 30,- | sFr 51,50
- Sicherheit von Glasfassaden**
X. Shen, H. Techen, J. D. Wörner
Band 20, 1996, 38 S., 26 Abb., 4 Tab., kart., ISBN 3-8167-4219-X
€ 12,- | sFr 21,50
- Kostengünstige Umnutzung aufgegebener militärischer Einrichtungen für Wohnzwecke, Wohnergängungseinrichtungen und andere Nutzungen**
B. Jacobs, J. Kirchhoff, J. Mezler
Band 19, 1996, 204 S., zahlreiche Abb., kart., ISBN 3-8167-4218-1
€ 28,- | sFr 47,50
- Holztafelbauweise im mehrgeschossigen Wohnungsbau**
Barbara Bredenbals, Heinz Hullmann
Band 18, 1996, 237 S., 116 Abb., 23 Tab., kart., ISBN 3-8167-4217-3
€ 30,- | sFr 51,50
- Gefährdungspotentiale asbesthaltiger Massenbaustoffe in den neuen Bundesländern**
Klaus Bergner, unter Mitarbeit von Franka Stodollik und Hans-Otto Eckler
Band 17, 1996, 75 S., 26 Abb., 9 Tab., kart., ISBN 3-8167-4216-5
€ 15,- | sFr 26,-
- Transparent gedämmte Altbauten**
G. H. Bondzio, K. Brandstetter, P. Sulzer, S. Al Bosta, u. a.
Band 15, 1996, 130 S., 44 Abb., 7 Tab., kart., ISBN 3-8167-4214-9
€ 22,- | sFr 39,50
- Kosten und Techniken für das "Überwintern" erhaltenswerter Bausubstanz**
Michael Rees, Hannes Weeber
Band 14, 1995, 190 S., zahlreiche Abb., kart., ISBN 3-8167-4213-0
€ 25,- | sFr 44,-
- Menschengerechte Raumklimatisierung durch Quelllüftung und Flächenkühlung**
Erhard Mayer (Hrsg.)
Band 13, 1995, 190 S., zahlreiche Abb., kart., ISBN 3-8167-4212-2
€ 25,- | sFr 44,-
- Zusätzliche Wärmedämmsysteme bei Fertigteilbauten**
Typenserie P2
P. Bauer, B. Loeser, H. Schwarzgig, T. Spengler
Band 12, 1995, 118 S., zahlreiche Abb., kart., ISBN 3-8167-4211-4
€ 20,- | sFr 35,-
- Körperschalldämmung von Sanitärräumen**
Karl Gösele, Volker Engel
Band 11, 1995, 76 S., zahlreiche Abb., kart., ISBN 3-8167-4210-6
€ 15,- | sFr 26,-
- Bauschäden an Holzbalkendecken in Feuchtraumbereichen**
Gertraud Hofmeister
Band 9, 1995, 210 S., zahlreiche Abb., kart., ISBN 3-8167-4208-4
€ 25,- | sFr 44,-
- Ökologische Auswirkungen von Hochhäusern**
Band 8, 1995, 418 S., 114 Abb., kart., ISBN 3-8167-4207-6
€ 50,- | sFr 86,-
- Wohnhochhäuser heute**
H. Weeber, R. Weeber, M. Hasenmaier, u. a.
Band 7, 1995, 165 S., zahlreiche Abb., kart., ISBN 3-8167-4206-8
€ 25,- | sFr 44,-
- Abfallvermeidung in der Bauproduktion**
Barbara Bredenbals, Wolfgang Willkomm
Band 6, 1994, 198 S., 75 Abb., 16 Tab., kart., ISBN 3-8167-4205-X
€ 25,- | sFr 44,-
- Barrierefreie Erschließungssysteme von Wohngebäuden**
R. Weeber, M. Rees, H. Weeber
Band 5, 1994, 64 S., 52 Abb., 6 Tab., kart., ISBN 3-8167-4204-1
€ 12,- | sFr 21,50
- Die Ausführung des Umkehrdaches bei erhöhten Anforderungen an den Wärmeschutz**
Lutz Franke, Gernod Deckelmann
Band 4, 1994, 80 S., zahlreiche Abb. und Tab., kart., ISBN 3-8167-4203-3
€ 20,- | sFr 35,-
- Niveaugleiche Türschwellen bei Feuchträumen und Dachterrassen**
R. Oswald, A. Klein, K. Wilmes
Band 3, 1994, 56 S., 48 Abb., kart., ISBN 3-8167-4202-5
€ 12,- | sFr 21,50
- Wohnbauten in Fertigteilbauweise in den neuen Bundesländern**
R. Oswald, V. Schnapauff, R. Lamers, u. a.
Band 2, 1995, 333 S., 515 Abb., kart., ISBN 3-8167-4201-7
€ 40,- | sFr 69,50
- Heizung und Lüftung im Niedrigenergiehaus**
Gerhard Hausladen, Peter Springl
Band 1, 1994, 214 S., 74 Abb., 17 Tab., kart., ISBN 3-8167-4200-9
€ 25,- | sFr 44,-
- Informieren Sie mich bitte laufend über neue **Fachbücher**

BESTELLSCHEIN

■ **Titel ankreuzen und im Umschlag oder per Fax (07 11) 970 - 2508 oder -2507 senden an:**

■ **Fraunhofer IRB Verlag**

■ Fraunhofer-Informationszentrum
■ Raum und Bau IRB

■ **Postfach 80 04 69, D-70504 Stuttgart**

■ **Telefon (07 11) 970 - 25 00**

■ **E-Mail: info@irb.fhg.de**

■ **URL: <http://www.IRBbuch.de>**

■ Absender

■

■

■

■ Straße/PF

■

■ PLZ/Ort

■ Datum

■ Unterschrift

Schadenfreies Bauen

Herausgegeben von Professor Günter Zimmermann

- Schadenfreies Bauen**
Gesamtausgabe Bände 1 – 26
2002, alle Bände mit festem Einband
ISBN 3-8167-5796-0
€ 1037,- | sFr 1744,-
Bei Abnahme der Gesamtausgabe
sparen Sie € 115,-
- Schäden an polymeren Beschichtungen**
Robert Engelfried
Band 26: 2001, 146 S., 94 Abb., 14 Tab.,
ISBN 3-8167-5795-2
€ 40,- | sFr 68,50
- Schäden an Belägen und Bekleidungen mit Keramik- und Werksteinplatten**
Günter Zimmermann
Band 25: 2001, 200 S., 175 Abb., 16 Tab.,
ISBN 3-8167-5791-X
€ 48,- | sFr 82,50
- Schäden an Installationsanlagen**
Heizungs- und Raumluftechnische Anlagen,
Trinkwasser-, Abwasser- und Gasinstallations-
anlagen
Heinz Wirth, Stefan Wirth
Band 24: 2001, 270 S., 114 Abb., 33 Tab.,
ISBN 3-8167-5790-1
€ 57,- | sFr 96,-
- Schäden an Türen und Toren**
Ralf Schumacher
Band 23: 2001, 372 S., 291 Abb., 32 Tab.,
ISBN 3-8167-4169-X
€ 71,- | sFr 118,-
- Schäden an elastischen und textilen Bodenbelägen**
Hans-Joachim Scheewe
Band 22: 2001, 232 S., 80 überw. farb. Abb.,
50 Tab.,
ISBN 3-8167-4168-1
€ 50,- | sFr 86,-
- Schäden an Glasfassaden und -dächern**
Peter Küffner, Oliver Lummertzheim
Band 21: 2000, 132 S., 106 z.T. farb. Abb.,
6 Tab.,
ISBN 3-8167-4165-7
€ 40,- | sFr 68,50
- Schäden an Wärmedämm-Verbundsystemen**
Erich Cziesielski, Frank Ulrich Vogdt
Band 20: 2000, 202 S., 75 Konstruktionsskiz-
zen, 28 Tab. u. Diagramme, 98 Fotos,
ISBN 3-8167-4164-9
€ 50,- | sFr 86,-
- Schäden an Außenwänden aus Mehrschicht-Betonplatten**
Ralf Ruhnau, Nabil Fouad
Band 19: 1998, 104 S., 61 Abb.; 7 Tab.,
ISBN 3-8167-4160-6
€ 35,- | sFr 60,50
- Schäden an Deckenbekleidungen und abgehängten Decken**
Hubert Satzger
Band 18: 1998, 78 S., 59 Abb., 5 Tab.,
ISBN 3-8167-4159-2
€ 23,- | sFr 40,50
- Schäden an Dränanlagen**
Wilfried Muth
Band 17: 1997, 114 S., 128 Abb., 10 Tab.,
ISBN 3-8167-4154-1
€ 35,- | sFr 60,50
- Tauwasserschäden**
Richard Jenisch
Band 16: 2. überarb. Aufl., 2001, 129 S.,
66 Abb., 6 Tab., ISBN 3-8167-5792-8
€ 37,- | sFr 62,50
- Schäden an Estrichen**
Klaus G. Aurnhammer
Band 15: 2., erg. Aufl., 1999, 216 S., 44 Abb.;
17 Tab.,
ISBN 3-8167-4162-2
€ 46,- | sFr 78,-
- Schäden an Tragwerken aus Stahlbeton**
Bernhard Brand, Gerhard Glatz
Band 14: 1996, 217 S., 129 Abb., 24 Tab.,
ISBN 3-8167-4153-3
€ 46,- | sFr 78,-
- Schäden an Außenwänden aus Ziegel- und Kalksandstein-Verblendmauerwerk**
Helmut Klaas, Erich Schulz
Band 13: 1995, 224 S., 162 Abb., 13 Tab.,
ISBN 3-8167-4152-5
€ 46,- | sFr 78,-
- Schäden an Metallfassaden und -dachdeckungen**
Franz Lubinski, Fritz Röbber, Uwe Nagel, u. a.
Band 12: 2. erw. Aufl., 2001, 415 S., 303
Abb., 22 Tab.,
ISBN 3-8167-4166-5
€ 76,- | sFr 127,-
- Schäden an Außenmauerwerk aus Naturstein**
Martin Sauder, Renate Schloenbach
Band 11: 1995, 274 S., 95 Abb., 31 Tab.,
ISBN 3-8167-4150-9
€ 50,- | sFr 86,-
- Schäden an Außenwänden mit Asbestzement-, Faserzement- und Schieferplatten**
Klaus W. Liersch
Band 10: 1995, 146 S., 86 Abb., 20 Tab.,
ISBN 3-8167-4149-5
€ 38,- | sFr 65,-
- Schäden an Fassadenputzen**
Helmut Künzel
Band 9: 2. erw. Aufl., 2000, 142 S., mit zahlr.
Abb. und Tab.,
ISBN 3-8167-4167-3
€ 38,- | sFr 65,-
- Schäden an Abdichtungen in Innenräumen**
Erich Cziesielski, Michael Bonk
Band 8: 1994, 112 S., 55 Abb., 4 Tab.,
ISBN 3-8167-4147-9
€ 33,- | sFr 57,-
- Rissschäden an Mauerwerk**
Ursachen erkennen - Rißschäden vermeiden.
Werner Pfefferkorn
Band 7: 3. überarb. Aufl., 2002, 292 S.,
290 Abb., 18 Tab.,
ISBN 3-8167-5793-6
€ 53,- | sFr 89,-
- Schäden an Fenstern**
Wolfgang Klein
Band 6: 1994, 154 S., 92 Abb., 2 Tab.,
ISBN 3-8167-4145-2
€ 37,- | sFr 64,-
- Schäden an Wänden und Decken in Holzbauart**
Horst Schulze
Band 5: 1993, 158 S., 140 Abb.,
ISBN 3-8167-4144-4
€ 37,- | sFr 64,-
- Schäden an Industrieböden**
Erich Cziesielski, Thomas Schrepfer
Band 4: 2., erw. Aufl., 1999, 169 S., 69 Abb.,
33 Tab.,
ISBN 3-8167-4163-0
€ 46,- | sFr 78,-
- Schäden an Sichtbetonflächen**
Heinz Klopfer
Band 3: 1993, 123 S., 77 Abb., 9 Tab.,
ISBN 3-8167-4142-8
€ 35,- | sFr 60,50
- Schäden an Flachdächern und Wannenaus wasserundurchlässigem Beton**
Gottfried C.O. Lohmeyer
Band 2: 3. neu bearb. Aufl., 2001, 272 S.,
171 Abb., 28 Tab.,
ISBN 3-8167-5794-4
€ 50,- | sFr 86,-
- Schäden an Außenwandfugen im Beton- und Mauerwerksbau**
Ralf Ruhnau
Band 1: 1992, 132 S., 87 Abb.,
ISBN 3-8167-4140-1
€ 35,- | sFr 60,50

BESTELLSCHEIN

■ Titel ankreuzen und im Umschlag oder
■ per Fax (07 11) 970 - 25 08 oder -25 07
■ senden an:

Fraunhofer IRB Verlag

■ Fraunhofer-Informationszentrum
■ Raum und Bau IRB

■ Postfach 80 04 69, D-70504 Stuttgart
■ Telefon (07 11) 970 - 25 00
■ E-Mail: info@irb.fhg.de
■ URL: <http://www.IRBbuch.de>

■ Absender

■

■

■ Straße/PF

■ PLZ/Ort

■ Datum

■ Unterschrift

Die »Bauschäden-Sammlung« in 13 Bänden

Herausgegeben von Professor Günter Zimmermann



Der Nutzer kann so auf Anhieb feststellen,

- ob ein gleicher oder ähnlicher Schaden bereits dokumentiert ist,
- welche Schäden für ein bestimmtes Bauteil typisch sind,
- wie diese Schäden vermieden werden können oder welche Maßnahmen zu ihrer Behebung in Frage kommen.

Seit 3 Jahrzehnten ist die »Bauschäden-Sammlung« eine ständige Rubrik des »Deutschen Architektenblattes«.

Bauschäden-Sammlung, Band 13 Sachverhalt - Ursachen - Sanierung

2001, 184 Seiten,
zahlreiche, überwiegend farbige
Abbildungen, fester Einband,
ISBN 3-8167-4185-1
€ 27,- | sFr 44,-

Der Herausgeber

Professor Günter Zimmermann, ein bekannter Bausachverständiger mit langjähriger Erfahrung, betreut seit 3 Jahrzehnten die »Bauschäden-Sammlung« im »Deutschen Architektenblatt« und ist auch für die Herausgabe der Buchausgabe verantwortlich.

In der Fachwelt hat diese Zusammenstellung von typischen Bauschadensfällen als wichtiger Beitrag zur Verbesserung der Bau- und Planungsleistungen großes Ansehen erlangt.

Die 13 Bände mit dem Untertitel »Sachverhalt - Ursachen - Sanierung« enthalten Schadensberichte aus allen baukonstruktiven Bereichen und sind durch Themen- und Sachregister erschlossen.

BESTELLSCHEIN

- Band 1: 168 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 2: 168 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 3: 168 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 4: 168 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 5: 168 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 6: 168 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 7: 168 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 8: 168 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 9: 184 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 10: 184 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 11: 184 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 12: 184 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-
- Band 13: 184 Seiten
€ 27,- | sFr 44,-

Sie sparen € 36,- bei Abnahme der

- Bände 1-13 komplett:
€ 315,- | sFr 476,-

Alle Bände im Format A 5 quer, mit zahlreichen, zum Teil farbigen Abbildungen, festem Einband und Fadenheftung

Titel ankreuzen und im Umschlag oder per Fax (07 11) 970 - 25 08 oder -25 07 senden an:

Fraunhofer IRB Verlag

Fraunhofer-Informationszentrum
Raum und Bau IRB

Postfach 80 04 69, D-70504 Stuttgart
Telefon (07 11) 9 70 - 25 00
E-Mail: info@irb.fhg.de
URL: <http://www.IRBbuch.de>

Absender

.....

.....

.....

Straße/PF

PLZ/Ort

Datum

Unterschrift

Abb. 3: Starke Ausblühungen unterhalb von durchfeuchteten Fassadenbereichen.

Abb. 4: Durchfeuchtung mit Ausblühung unter einer Fensterbank.

Abb. 5: Fehlstellen und undichte Fugen in den Fensterbänken.

▽ Abb. 3



△ Abb. 4

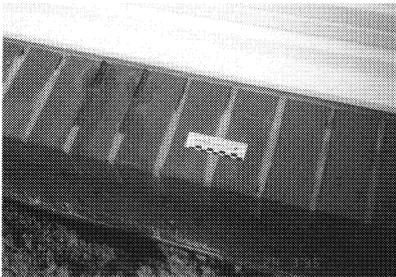


Abb. 5 ▽