



Steffen Overmann, Anya Vollpracht

Aktualisierung des Bewertungskonzepts zur Umweltverträglichkeit von Beton

Steffen Overmann, Anya Vollpracht

**Aktualisierung des Bewertungskonzepts
zur Umweltverträglichkeit von Beton**

T 3388

T 3388

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

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

© by Fraunhofer IRB Verlag

2021

ISBN 978-3-7388-0659-5

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

Fraunhofer IRB Verlag

Fraunhofer-Informationszentrum Raum und Bau

Postfach 80 04 69

70504 Stuttgart

Nobelstraße 12

70569 Stuttgart

Telefon (07 11) 9 70 - 25 00

Telefax (07 11) 9 70 - 25 08

E-Mail irb@irb.fraunhofer.de

www.baufachinformation.de



Institut für
Bauforschung
und Lehrstuhl für
Baustoffkunde

RWTHAACHEN
UNIVERSITY

**FORSCHUNG
ENTWICKLUNG
ÜBERWACHUNG
PRÜFUNG
BERATUNG**

www.ibac.rwth-aachen.de

Forschungsbericht

F7119

Aktualisierung des Bewertungskonzepts zur
Umweltverträglichkeit von Beton





THEMA	Aktualisierung des Bewertungskonzepts zur Umweltverträglichkeit von Beton
Forschungsbericht-Nr.	F7119 vom 30.04.2021
Projektbearbeitung	Steffen Overmann Anya Vollpracht
Auftraggeber/Förderer	Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt) Kolonnenstraße 30B 10829 Berlin
Vertragsdatum / Auftragsbestätigung	27.10.2020
Ihr Aktenzeichen	P 52-5-20.101-2064/20

Dieser Bericht umfasst 28 Seiten.

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 Lehrstuhls.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Vorarbeiten	1
2.1	Beschreibung des aktuellen Modells	1
2.2	Untersuchungen und Optimierungen in /Ove19/.....	3
3	Zielstellung dieses Vorhabens	6
4	Auswertung der Standtestdatenbank	8
5	Modellierung	10
5.1	Stoffeintrag im Modell.....	10
5.2	Ermittlung der K_d -Korrelationskurve.....	12
6	Mindest-K_d-Werte	14
7	Zusammenfassung und Ausblick	15
8	Literatur	17
	Anhang A – Tabellen	19
	Anhang B – Bilder	20

1 Einleitung

Dieses Projekt schließt inhaltlich an ein 2019 abgeschlossenes Projekt an, das die Überarbeitung des aktuellen Bewertungskonzepts zur Umweltverträglichkeit von Beton des DIBt /DIB11/ beinhaltete /Ove19/. Anlass des Projekts /Ove19/ war die Senkung der Geringfügigkeitsschwellen (GFS) vieler umweltrelevanter Parameter durch die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Jahr 2016 /LAW16/. Diese sind in das aktuelle Bewertungskonzept noch nicht übernommen worden. Da im Rahmen der Veröffentlichung der neuen GFS von 2016 eine Präzisierung der Begriffe "kurzer Zeitraum" und "räumlich begrenztes Volumen" als generelle Regeln erfolgen sollte, hat das DIBt beschlossen, vor Übernahme der neuen GFS diese Anwendungsregeln abzuwarten. Wenn die neuen GFS in das aktuelle Konzept übernommen würden, könnten viele normkonforme Betone den Anforderungen nicht mehr gerecht werden.

Das aktuelle Konzept basiert auf der Modellierung einer Einbausituation im Grundwasser und den resultierenden Stoffkonzentrationen. Es weist Optimierungspotentiale für eine bessere Annäherung an die Realität auf. Zudem wurden bei der Entwicklung des Bewertungskonzepts einige Annahmen getroffen, die aufgrund neuerer Erkenntnisse überdacht werden mussten. Ziel des Projekts /Ove19/ war es somit, ein realistischeres Modell zu konzipieren und das Bewertungskonzept auf Basis der neuen GFS zu überarbeiten. Durch die Anpassungen des Modells wurden jedoch ohne Einbeziehung von K_d -Werten höhere mittlere Konzentrationen als im aktuellen Modell berechnet, d. h. die zulässigen Freisetzungsraten würden niedriger werden. In der Realität treten aber Wechselwirkungen mit dem Boden beim Stofftransport auf. Bisher wurden diese Wechselwirkungen beim DIBt-Modell /DIB11/ nicht berücksichtigt. Im Rahmen der Entwicklung eines Bewertungsmodells für die Ersatzbaustoffverordnung wurden diese Wechselwirkungen einbezogen /Sus18/.

Die Berücksichtigung von Wechselwirkungen mit dem Boden beim Stofftransport durch Einbeziehung von K_d -Werten in dem Modell reduziert die auftretenden Konzentrationen. In /Ove19/ konnte nicht abschließend geklärt werden, welche K_d -Werte in das Modell übernommen werden sollten, damit dieses einem realistischen Worst-Case-Szenario entspricht. Auch ist nicht klar, welche K_d -Werte aus Sicht des Grundwasserschutzes akzeptabel wären. In diesem Projekt sollte ermittelt werden, welche K_d -Werte mindestens angesetzt werden müssten, damit normkonforme Betone auf Basis der neuen Grenzwerte und den Optimierungen des Modells in /Ove19/ den Anforderungen an die Umweltverträglichkeit gerecht werden.

2 Vorarbeiten

2.1 Beschreibung des aktuellen Modells

In den Projekten /Hoh03, Bra05/ wurde die Einbausituation mit allen Randbedingungen erarbeitet und in den zuständigen Gremien abgestimmt. Das Modell soll einem „realistischen Worst-Case-Szenario“ entsprechen. Modelliert wurde ein Betonbauwerk mit einer Grundfläche von 40 m · 20 m, das als Weiße Wanne von Grundwasser umströmt wird (s. Bild 1). Da

bei dieser Einbausituation die Konzentrationen über die Höhe konstant sind, erfolgte die Modellierung in einem 2D-Modell.

Aufsicht

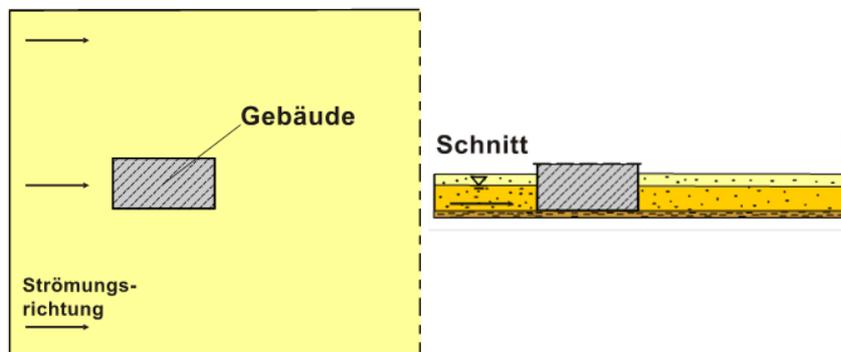


Bild 1: Schema des gewählten Modellgebiets

In /Bra05/ wurde hierfür das FE-Programm FEFLOW verwendet. Von der Betonoberfläche wird der umweltrelevante Stoff in Abhängigkeit von den im Laborversuch für Chrom ermittelten Auslaugraten zeitabhängig als Massenstrom emittiert. In der Transportsimulation wird die Verteilung des Stoffs im Grundwasser in Abhängigkeit von der Zeit berechnet. Die Randbedingungen des Modells sind in Tabelle 1 aufgezeigt.

Tabelle 1: Randbedingungen bei der Modellierung von Stoffkonzentrationen im Kontaktgrundwasser nach /DIB11/

Parameter	Symbol	Einheit	/DIB11/
Länge des Bauteils in Fließrichtung	-	m	40
Breite des Bauteils	-	m	20
Mächtigkeit des Aquifers	-	m	10
Durchlässigkeitsbeiwert	k_f	m/s	10^{-4}
effektive Porosität	n_e	-	0,1
Grundwassergefälle	i	-	10^{-3}
Anisotropiefaktor	-	-	1 (Isotropie)
Effektiver Diffusionskoeffizient für Chromat im Boden (10 °C)	D_e	m ² /s	$3,34 \cdot 10^{-11}$
Retardierung, chemischer- oder biologischer Abbau	-	-	ohne
longitudinale Dispersionslänge	α_L	m	3
transversale Dispersionslänge	α_T	m	$\alpha_L / 10 = 0,3$
Dicke des Kontaktgrundwassers (räumliche Mittelung)	-	m	2
Bewertungszeitraum (zeitliche Mittelung)	-	Monate	6

Es wurden ein Zeitraum und ein Ort der Beurteilung festgelegt. Dementsprechend werden die simulierten Konzentrationen mittig im Fließschatten hinter dem Gebäude über einen Abstand von 2 m zur Betonoberfläche gemittelt. Der sich ergebende Konzentrationsverlauf wird zeitlich über sechs Monate beginnend mit dem Einbau gemittelt. Auf Basis dieser Berechnung wurde aus mehreren Datensätzen eine Übertragungsfunktion ermittelt, die die gemittelten Kontaktgrundwasserkonzentrationen mit den Freisetzungen im Standtest korreliert und daher angibt, welche Freisetzung im Standtest der GFS des jeweiligen Elements im Kontaktgrundwasser entspricht. Diese Freisetzung ist der zulässige Maximalwert. In /Bra05/ wurde diese Übertragungsfunktion aus kumulativen Freisetzungen im Standtest nach /DAf05/ nach 56 Tagen berechnet; mit der Einführung des europäisch genormten DSLT nach DIN CEN/TS 16637-2:2014-11 wurde die Übertragungsfunktion aus den bis auf 64 Tage extrapolierten Datensätzen abgeleitet (s. Bild 2). Für eine detailliertere Beschreibung des Modells wird auf /Bra05/ verwiesen.

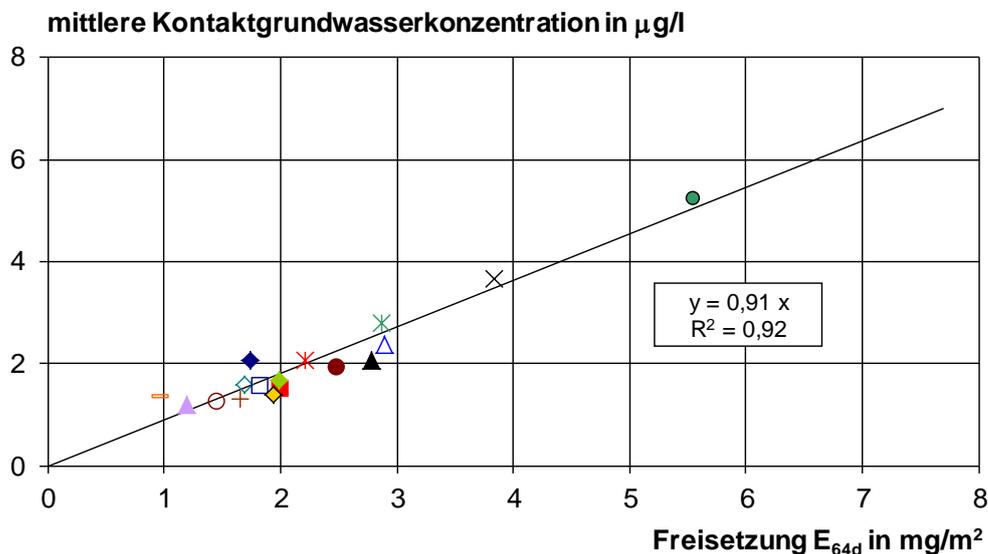


Bild 2: Korrelation zwischen der mittleren Kontaktgrundwasserkonzentration und der Freisetzung im Standtest (E_{64d}) für verschiedene Betone, Mörtel und Zementsteine bei einer räumlichen Mittelung über 2 m (eindimensional) und einer zeitlichen Mittelung über 6 Monate (extrapoliert auf E_{64d} aus den Daten von /Bra05/)

2.2 Untersuchungen und Optimierungen in /Ove19/

An dem Konzept wurde zum einen der Bewertungsrahmen optimiert. Die Konzentrationen sollten nicht mehr eindimensional über den Abstand, sondern räumlich gemittelt werden. Die zeitliche Mittelung über sechs Monate sollte in dem Zeitraum durchgeführt werden, in dem die höchsten Konzentrationen auftreten. Dies sind bei den hier betrachteten Modellszenarien nicht die ersten sechs Monate nach Einbau, sondern ein späterer Zeitraum. Da bei der nicht unterströmten Einbausituation im Modell gemäß /Hoh03, Bra05/ (s. Abschnitt 2.1) die Konzentrationen über die Höhe konstant sind, entspricht eine räumliche Mittelungen von $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$ einer Mittelung von $2 \cdot 2 \text{ m}^2$ in dem eingesetzten 2D-Modell. Die Mittelung der

auftretenden Konzentrationen über das Volumen von $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$ anstatt eindimensional über 2 m, führt zu etwas niedrigeren mittleren Konzentrationen. Mittelt man jedoch die räumlich gemittelten Konzentrationen zeitlich nicht über die ersten sechs Monate, sondern über die sechs Monate höchster Konzentration, ergeben sich deutlich höhere Werte.

Zudem wurde überprüft, ob die Einbausituation, die in /Hoh03/ als realistisches Worst-Case-Szenario festgelegt wurde, auch nach den heutigen Vorgaben einem Worst-Case-Szenario entspricht. Dazu wurden die Geometrie sowie die Größe des Bauwerks variiert. Entscheidenden Einfluss auf die Konzentrationen hinter dem Bauwerk hat die Größe der orthogonal zur Fließrichtung orientierten Bauwerkseite. Ein breiteres Bauwerk führt kurzfristig zu niedrigeren, auf längere Sicht jedoch zu höheren Konzentrationen am Ort der Beurteilung. Da bei gleicher Einbausituation, jedoch um 90° rotierter Fließrichtung in den sechs Monaten höchster Konzentration um einen Faktor von rund 1,5 höhere räumlich und zeitlich gemittelte Konzentrationen als im aktuellen Modell auftreten, sollte dieser ungünstigere Fall für die Bewertung von Betonen eingesetzt werden, wenn keine Sorptionseffekte berücksichtigt werden (s. Seite 5, Abs. 2).

Bisher basiert die festgelegte Einbausituation auf 2D-Modellierungen aus /Hoh03/. Es wurde daher überprüft, ob unterströmte und gleichzeitig umströmte 3D-Varianten zu höheren Stoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung führen. Eine zusätzliche Unterströmung des Bauwerks kann in dem untersuchten Zeitraum je nach Bauwerkmächtigkeit zu höheren oder niedrigeren Konzentrationen führen als im zweidimensionalen Modell. Um nicht grundlegend vom aktuellen Modell abzuweichen und den Rechenaufwand zu reduzieren, wurde diese Differenz, die im Rahmen von 20 % liegt, vernachlässigt und das 2D-Modell beibehalten.

Ein weiterer Aspekt war die Korrektur des Stoffeintrags im Modell. Bisher wurde die experimentell ermittelte Auslaugrate mit der effektiven Porosität des Bodens multipliziert (Umrechnungsfaktor $f_p = 0,1$), weil angenommen wurde, dass die Auslaugung in wassergesättigtem Boden kleiner sei, als im Langzeitstandtest. Nach der in /Bra13/ dargestellten mathematischen Herleitung ist dieser Faktor viel zu gering abgeschätzt worden und sollte entfallen. Auf der anderen Seite ist beim Schadstoffeintrag der Einfluss des Eluenten auf die Auslaugung zu berücksichtigen. Im Labor wird mit deionisiertem Wasser im Standtest eine wesentlich höhere Auslaugung festgestellt als bei Kontakt mit Grundwasser. Dies ist auf den lösenden Angriff des deionisierten Wassers zurückzuführen /Vol12/. Der Einfluss unterschiedlicher Wässer auf die Auslaugung wurde in /Har17/ untersucht. In /Ove19/ wurde die unterschiedliche Auslaugung von deionisiertem Wasser und Grundwasser für drei ausgewählte Stoffe mit Hilfe der Daten aus /Har17/ abgeschätzt. Auf dieser Basis wurde zur Berücksichtigung des Einflusses des Eluenten auf die Auslaugung in erster Näherung ein Faktor f_w von 0,3 eingeführt.

Beim Transport im Grundwasser wurde die parameterspezifische Retardierung auf Grund von Adsorptionseffekten im Grundwasserleiter mittels K_d -Werten berücksichtigt. Es wurden am Energy Research Centre der Niederlande K_d -Werte für die ausgewählten Parameter Chrom, Blei und Vanadium basierend auf den Eigenschaften zweier niederländischer Standardböden (Sandboden, toniger Boden) sowie den Eigenschaften der Grundwässer aus /Har17/ mit dem Programm LeachXS / ORCHESTRA berechnet. Das Worst-Case-Szenario

stellt der Sandboden dar. In diesem Szenario werden die Stoffe ausschließlich an organischen Inhaltsstoffen gebunden, so dass ihr K_d -Wert direkt durch die Verteilung der organischen Materie zwischen Flüssig- und Festphase definiert wird. Daher sind in dem Szenario die K_d -Werte für alle drei Stoffe gleich (96 l/kg). Werden die K_d -Werte in das Modell einbezogen, reduzieren sich die resultierenden mittleren Kontaktgrundwasserkonzentrationen um mehrere Zehnerpotenzen (s. Bild 3).

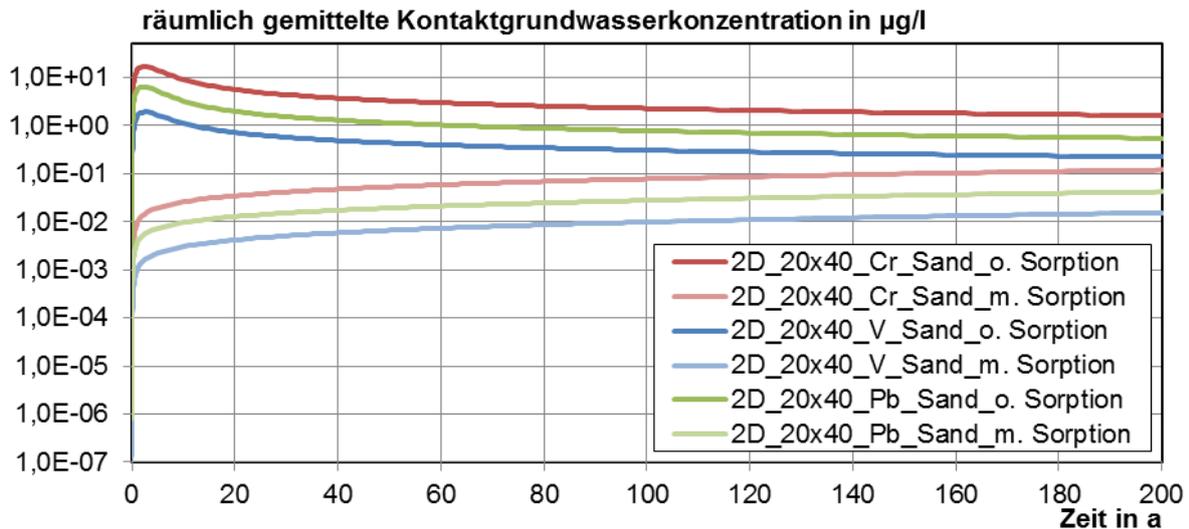


Bild 3: Räumlich gemittelte Kontaktgrundwasserkonzentrationen in Abhängigkeit von der Zeit für verschiedene Stoffe mit und ohne Berücksichtigung der Sorption in Sandboden, /Ov19/

Es konnte gezeigt werden, dass sich unter Berücksichtigung der Sorption an einem relativ gering wechselwirkenden Boden (Sandboden) die zulässigen Freisetzungen deutlich erhöhen würden. Es muss allerdings ein deutlich größerer Zeitraum betrachtet werden, denn die Ergebnisse zeigen, dass die räumlich gemittelten Konzentrationen auch nach 200 Jahren für den modellierten Sandboden noch kein Maximum erreicht haben. Jedoch bleiben die Konzentrationen um ein Vielfaches kleiner als die räumlich und zeitlich gemittelten Konzentrationen innerhalb der ersten vier Jahre ohne Berücksichtigung der Sorption.

Aufgrund der zeitlich nur geringfügig steigenden Konzentrationen und angesichts der typischen Lebensdauer von Betonbauwerken wurde in Abstimmung mit dem TA Umwelt des DAfStb die räumlich gemittelte Konzentration zum Zeitpunkt $t = 100$ Jahre nach Einbau zur Bewertung herangezogen. Unter Einbeziehung der Retardation im Transportmodell verliert die Orientierung des Bauwerks zur Fließrichtung an Bedeutung; die bisherige Bauwerksorientierung ist hier geringfügig ungünstiger, da die Konzentrationen etwas schneller ansteigen. Zur Ermittlung von Übertragungsfunktionen wurden im Vergleich zum aktuell gültigen Modell folgende Änderungen durchgeführt:

- Sowohl die ursprüngliche, als auch die um 90° rotierte Einbauweise wurden modelliert.
- Die Mittelung der Konzentrationen erfolgte räumlich über ein Volumen von $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$.
- Der Umrechnungsfaktor $f_p = 0,1$ zur Berücksichtigung der effektiven Porosität ist entfallen.

- Zur Berücksichtigung der verschärften Prüfbedingungen durch das deionisierte Wasser wurde in erster Näherung der Umrechnungsfaktor $f_w = 0,3$ verwendet.
- Die Transportsimulationen wurden sowohl ohne als auch mit Sorption unter Ansatz des niedrigsten aus den verschiedenen geochemischen Modellszenarien (s. S. 4, Abs. 4) berechneten K_d -Werts (96 l/kg) durchgeführt. Ohne Berücksichtigung von Sorption erfolgte die zeitliche Mittelung über die sechs Monate, in denen die höchsten Konzentrationen auftreten. Bei der Simulation mit Einsatz des K_d -Werts wurde der Zeitpunkt 100 Jahre nach Einbau betrachtet.

Ohne Berücksichtigung der Sorption in dem Modell liegen die entsprechend der neuen Übertragungsfunktion abgeleiteten zulässigen Freisetzungen niedriger als die aktuell gültigen, so dass Standardbetone die Anforderungen an den Umweltschutz unter Einbeziehung der aktuellen GFS von 2016 sowie auch der GFS von 2004 i. d. R. nicht mehr erfüllen würden. Berücksichtigt man die Sorption, so würden sich mit den hier verwendeten K_d -Werten die aktuellen zulässigen Freisetzungen deutlich erhöhen. Es ist jedoch nicht belegt, ob die K_d -Werte, die für die mittleren Eigenschaften der obersten 2 m des niederländischen Standard-Sandbodens berechnet wurden, auch für einen tieferliegenden Aquifer als Worst-Case-Szenario anzusehen sind. An dieser Stelle besteht noch Forschungs- und Abstimmungsbedarf.

3 Zielstellung dieses Vorhabens

In diesem Projekt sollte ermittelt werden, welche K_d -Werte angesetzt werden müssten, damit normkonforme Betone unter Anwendung des in Abschnitt 2 aufgezeigten überarbeiteten Modells die Anforderungen basierend auf den neuen GFS von 2016 einhalten. Diese „Mindest- K_d -Werte“ sollten auf Grundlage der ibac-internen Standtest-Datenbank zur Freisetzung von Normbetonen im Standtest ermittelt werden. Bei der Auswertung der Standtest-Datenbank wurden für die 16 umweltrelevanten Elemente aus /LAW16/ die 95. Perzentilen der Freisetzungen ermittelt. Es musste hierbei entschieden werden, welche Daten sich für die Auswertung eignen und wie diese aufbereitet werden sollen, da die Versuche über Jahre hinweg unterschiedlich durchgeführt wurden (bspw. bezüglich Vorlagerung, Wechselzeiten, Versuchsdauer).

Um die entsprechenden K_d -Werte zu ermitteln, wurde eine Korrelationskurve zwischen dem K_d -Wert und dem Quotienten aus der berechneten Kontaktgrundwasserkonzentration und der Freisetzung aus dem Versuch aufgestellt. Über den Quotienten aus dem zuvor ermittelten 95. Perzentil der Freisetzung und der GFS des jeweiligen Elements lässt sich der benötigte Mindest- K_d -Wert abschätzen. Eine präzise Erläuterung dieses Ansatzes wird in Abschnitt 5.2 gegeben. Folgende Unterschiede zum aktuellen Modell wurden hierbei aus /Ove19/ übernommen (s. Tabelle 2):

- Die Mittelung der Konzentrationen erfolgte räumlich über ein Volumen von $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$. Um die Auswirkung einer kleinräumigeren Mittelung auf die Konzentrationen zu ermitteln, wurde zusätzlich ein Volumen von $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5 \text{ m}^3$ gewählt. Darüber hinaus wurde anstelle einer räumlich gemittelten Konzentration die Konzentration an einem Punkt mittig im Fließschatten in 1,5 m Abstand zur Bauwerksoberfläche ausgewertet.

- Der Umrechnungsfaktor $f_P = 0,1$ zur Berücksichtigung der effektiven Porosität entfällt.
- Zur Berücksichtigung der verschärften Prüfbedingungen durch das deionisierte Wasser wird der Umrechnungsfaktor $f_W = 0,3$ verwendet.
- In den Transportsimulationen unter Einsatz von K_d -Werten werden anstelle einer zeitlichen Mittelung die zu verschiedenen Zeitpunkten auftretenden maximalen Konzentrationen im Zeitraum bis 100 Jahre nach Einbau ermittelt (s. Tabelle A1). Bei K_d -Werten über 10 tritt nach den vorliegenden Modellrechnungen die höchste Konzentration am Ende des betrachteten Zeitfensters auf. Hier wird der Zeitpunkt 100 Jahre nach Einbau berücksichtigt. Bei sehr kleinen K_d -Werten nähert sich die Kurve jedoch den Kurven ohne Sorption an, d. h. die Maximalkonzentration tritt zu einem früheren Zeitpunkt auf (s. Bild 4). In diesem Fall wird der Maximalwert der Kurve herangezogen.

Tabelle 2: Vergleich der Modellparameter aus /DIB11/ mit der aktuellen Modellierung

Zuordnung	Parameter	Symbol	/DIB11/	aktuelles Projekt
Quellterm	Temperaturfaktor	f_T	0,82	0,82
	Faktor zur Berücksichtigung der effektiven Porosität	f_P	0,1	-
	Faktor zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Eluenten	f_W	-	0,3
Transportterm	Länge des Bauteils in Fließrichtung	-	40 m	40 m
	Breite des Bauteils	-	20 m	20 m
	Mächtigkeit des Aquifers	-	10 m	10 m
	Durchlässigkeitsbeiwert	k_f	10^{-4} m/s	10^{-4} m/s
	effektive Porosität	n_e	0,1	0,1
	Grundwassergefälle	i	10^{-3}	10^{-3}
	Isotropie	-	isotrop	anisotrop $k_{f,z} = 1/10 k_{f,x,y}$ ¹
	Effektiver Diffusionskoeffizient für Chromat im Boden (10 °C)	D_e	$3,34 \times 10^{-11}$ m ² /s	$3,34 \times 10^{-11}$ m ² /s
	Retardierung, chemischer- oder biologischer Abbau	-	ohne	K_d -Werte
	longitudinale Dispersionslänge	α_L	3 m	3 m
transversale Dispersionslänge	α_T	$\alpha_L / 10 = 0,3$ m	$\alpha_L / 10 = 0,3$ m	
Bewertung	räumliche Betrachtung	-	2 m (linear)	$2 \cdot 2 \cdot 2$ m ³ ; $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5$ m ³ ; 1,5 m (Punkt)
	zeitliche Betrachtung	-	6 Monate ab Einbau	Zeitpunkt der maximalen Konzentration in 100 a ab Einbau

¹ $k_{f,x,y}$: Durchlässigkeiten in horizontaler Ebene; $k_{f,z}$: Durchlässigkeit in vertikaler Richtung (nicht relevant für das 2D-Modell)

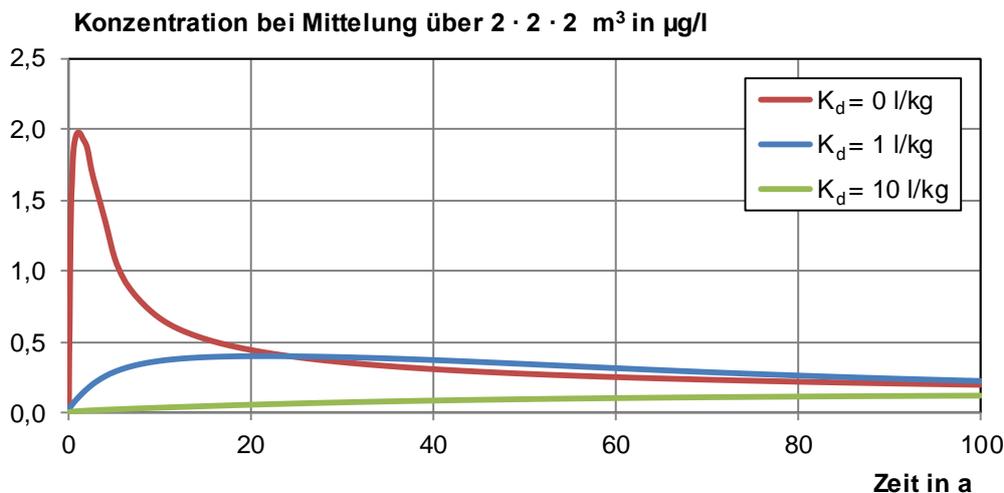


Bild 4: Änderung der Konzentrationen im Verlauf der Zeit bei unterschiedlichen K_d -Werten am Beispiel des in Abschnitt 5 eingesetzten Datensatzes aus /Hau18/

In /Ove19/ wurde zur Implementierung des K_d -Werts als Henry-Konstante in das Modell für die Reindichte des Bodens die Dichte des niederländischen Sandbodens von $2,39 \text{ g/cm}^3$ angesetzt; hier wird die Reindichte von Quarz von $2,65 \text{ g/cm}^3$ angenommen.

Basierend auf den Ergebnissen, die aus diesem Forschungsvorhaben resultieren, muss geprüft werden, ob die benötigten K_d -Werte aus Sicht des Grundwasserschutzes akzeptabel sind und welche Mittelwertbildung vorgegeben werden soll.

4 Auswertung der Standtestdatenbank

Als Bewertungsgrundlage sollten die 95. Perzentilen der Freisetzungen E_{64d} der 16 gemäß LAWA umweltrelevanten Elemente herangezogen werden. Freisetzungen aus kürzeren Versuchen wurden entsprechend der aktuell gültigen CEN/TS 16637-2 auf eine Freisetzung von 64 Tagen extrapoliert (vgl. /Vol21/). Es wurden nur Datensätze herangezogen, die aus Versuchen mit luftdicht vorgelagerten Proben stammen. Dotierte Betone wurden nicht berücksichtigt. Somit wurden 96 Datensätze ausgewertet, die jeweils aus Mehrfachbestimmungen gemittelt wurden. Werte unter der Bestimmungsgrenze wurden zur Berechnung der kumulativen Freisetzung auf die Bestimmungsgrenze gesetzt. Zur Ermittlung der 95. Perzentilen der Freisetzungen wurden die logarithmierten Freisetzungen zunächst auf ihre Normalverteilung hin geprüft. Bei den Parametern, deren logarithmierte Freisetzungen eine Normalverteilung aufweisen, wurde das 95. Perzentil aus der Normalverteilung auf Basis des Mittelwerts und der Standardabweichung berechnet und der erhaltene Wert dann wieder zur Freisetzung delogarithmiert (s. Bild 5).

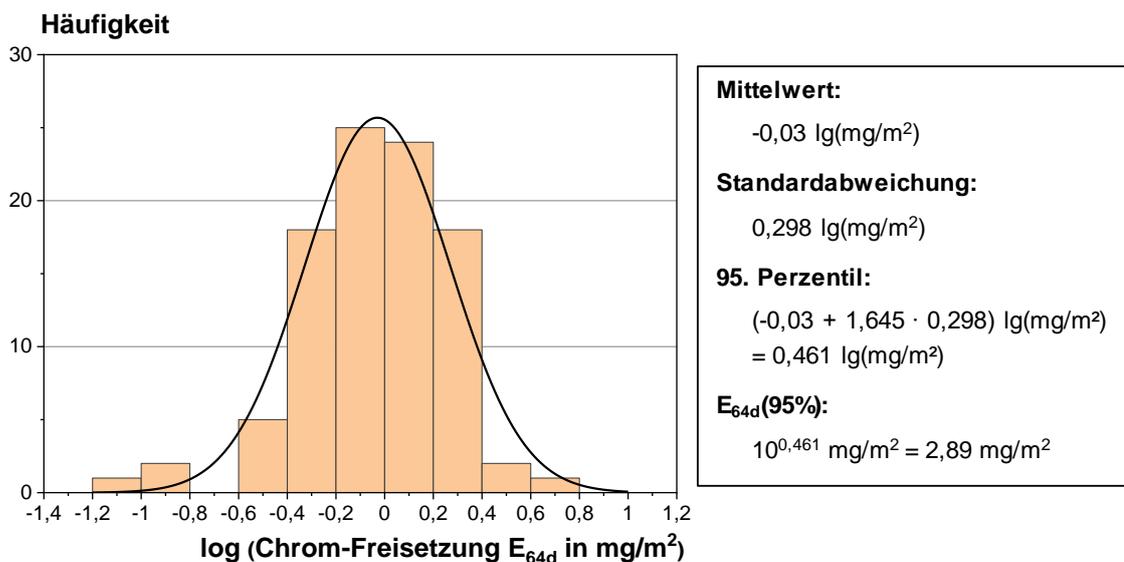


Bild 5: log-Verteilung und log-Normalverteilung der Chrom-Freisetzung

Einige Parameter zeigen keine Lognormalverteilung, z. B. wenn oftmals Werte unter der Bestimmungsgrenze auftreten und somit vermehrt die Bestimmungsgrenzen zu kumulativen Freisetzungen aufaddiert wurden. In diesen Fällen wurde jeweils die Freisetzung betrachtet, bei der 95 % der Werte kleiner oder gleich dieser Freisetzung sind. In Tabelle 3 ist die Auswertung der Datenbank aufgezeigt.

Tabelle 3: Auswertung der ibac-internen Standtestdatenbank in Hinblick auf die kumulativen Freisetzungen E_{64d}

Umweltparameter	Anzahl der Datensätze	Log-Normalverteilung*	Maximalwert	95. Perzentil
			mg/m ²	
Sb	65	Nein	6,4	0,9
As	76	Nein	2,6	1,6
Ba	89	Ja	218,5	107,3
Pb	96	Ja	8,2	4,0
B	34	Ja	0,9	15,2
Cd	73	Nein	0,5	0,5
Cr	96	Ja	6,2	2,9
Co	73	Nein	0,5	0,5
Cu	96	Nein	23,7	18,8
Mo	77	Ja	25,8	2,9
Ni	96	Ja	6,4	2,8
Hg	58	Nein	0,0029	0,006
Se	42	Nein	2,3	1,9
Tl	76	Nein	2,6	1,0
V	96	Ja	14,3	9,4
Zn	96	Ja	26,5	14,0

* nach Kolmogorow-Smirnow-Test mit einem Signifikanzniveau von 0,05

5 Modellierung

5.1 Stoffeintrag im Modell

Aus den im Laborversuch ermittelten Freisetzungen wurden zeitabhängige Auslaugraten berechnet und in das Transportmodell implementiert. Die Versuchsergebnisse können bei vielen Parametern gut durch das Diffusionsgesetz beschrieben werden. In diesem Projekt wird die Freisetzung als vollständig diffusionskontrolliert angenommen. Der Stoffeintrag im Modell erfolgt als Auslaugrate in $g/(m^2d)$. Zur Ermittlung dieser Auslaugrate wird zunächst die Freisetzung betrachtet. Gemäß Diffusionsgesetz kann die Freisetzung mit Gleichung (1) beschrieben werden.

$$E_V(t) = 2 \cdot c_{mo,0} \cdot \sqrt{\frac{D_e \cdot t}{\pi}} \quad (1)$$

$E_V(t)$: Freisetzung im Laborversuch in g/m^2

$c_{mo,0}$: mobilisierbare Menge vor dem Beginn der Auslaugung in g/m^3

D_e : effektiver Diffusionskoeffizient in m^2/d

t : Zeit in d

Die Konstanten $c_{mo,0}$ und $(D_e/\pi)^{0,5}$ können zu einer Konstante c zusammengefasst werden:

$$E_V = 2 \cdot c \cdot \sqrt{t} \quad (2)$$

Anhand der Ergebnisse des Laborversuchs kann die Konstante c berechnet werden. Hierbei wird c so angesetzt, dass die Freisetzung nach 64 d übereinstimmt (vgl. Bild 6).

Die Auslaugrate ergibt sich durch Ableitung der Freisetzung nach der Zeit:

$$J_V(t) = c \cdot 1/\sqrt{t} \quad (3)$$

In diesem Vorhaben wird ein Datensatz aus /Hau18/ mit einer Freisetzung E_{64d} von $0,66748 \text{ mg}/m^2$ ausgewählt; die zeitabhängigen Auslaugraten werden mit Gleichung (4) berechnet (vgl. Bild 6):

$$J_V(t) = 0,041875 \cdot t^{-0,5} \quad (4)$$

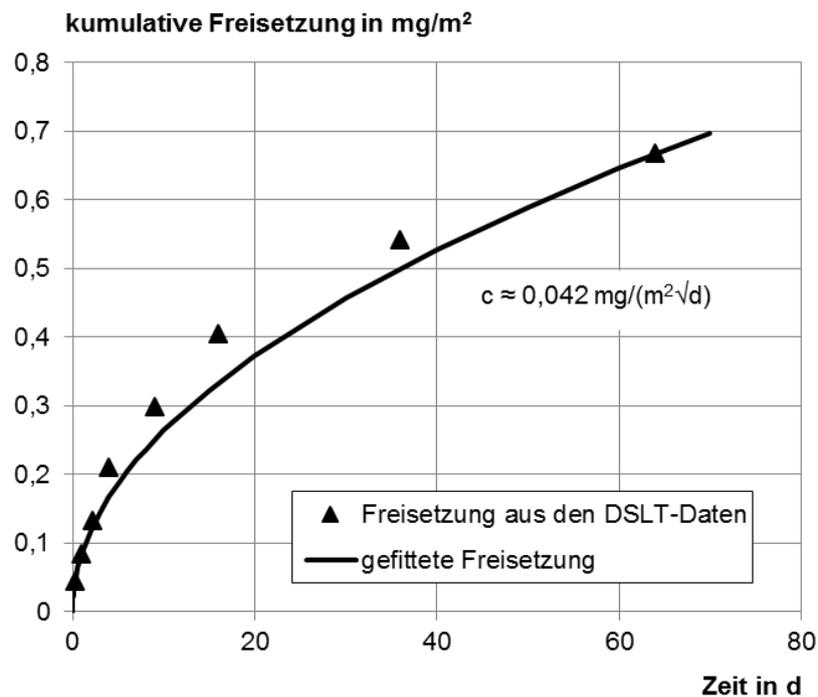


Bild 6: Approximierung der Freisetzung von Chrom in Abhängigkeit von der Zeit am Beispiel eines Datensatzes aus /Hau18/ (Portlandzementbeton mit $w/z = 0,6$)

Die Auslaugraten J_V wurden durch einen Temperaturfaktor, f_T , der die unterschiedlichen Wassertemperaturen im Labor und im Grundwasser berücksichtigen soll (s. /Hoh03, Bra13/), sowie einen Faktor zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Elutionsmedien, f_W , (s. /Ove19/) in die Freisetzungsraten in der Simulation J_S umgerechnet (s. Gleichung (5)).

$$J_S = f_T \cdot f_W \cdot J_V \quad (5)$$

J_S : Stoffeintrag bei der Simulation

J_V : Auslaugrate aus dem Laborversuch

f_T : Umrechnungsfaktor zur Berücksichtigung der Temperatur (10 °C anstelle von 20 °C), 0,82

f_W : Umrechnungsfaktor zur Berücksichtigung des Elutionsmediums (deionisiertes Wasser anstelle von Grundwasser), 0,3

In dem Programm FEFLOW kann der Schadstoffeintrag im Verlauf der Zeit durch eine Wertetabelle vorgegeben werden. Das Programm interpoliert dann linear zwischen den Punkten. Die lineare Interpolation durch das Programm ist somit immer fehlerhaft. Um den Fehler zu reduzieren, wurde eine fein abgestufte Wertetabelle mit Hilfe von Gleichung (4) berechnet. Die Funktion erlaubt auch eine Extrapolation der Auslaugrate über den Versuchszeitraum hinaus.

In diesem Projekt wurde die Auslaugrate bis 100 Jahre extrapoliert. Die Annahme einer vollständig diffusionskontrollierten Freisetzung war notwendig, um eine allgemeine Korrelation

mit den K_d -Werten, die unabhängig vom Datensatz ist, ermitteln zu können. Eine Extrapolation bis 100 Jahre auf Basis des Diffusionsgesetzes kann als Worst-Case-Szenario angenommen werden, da es in der Realität durch die begrenzte Verfügbarkeit der mobilisierbaren Stoffe nach einigen Jahren zu einem verstärkten Abklingen der Freisetzungsrates kommt.

5.2 Ermittlung der K_d -Korrelationskurve

Es soll das Verhältnis zwischen der Grundwasserkonzentrationen am Ort der Beurteilung im Modell und der Freisetzung im Standtest ermittelt werden (s. Übertragungsfunktion, Abschnitt 2.1, Bild 1). Dieses Verhältnis hängt vom K_d -Wert ab. Dieser Zusammenhang soll anhand von Bild 7 erläutert werden: Wie in Abschnitt 5.1 diskutiert, wird eine diffusionskontrollierte Freisetzung zugrunde gelegt. Daher ist die Steigung der Übertragungsfunktion bei gleichem Modell für alle Elemente und Betone gleich (s. Bild 7 links). Das bedeutet, das Verhältnis zwischen mittlerer Grundwasserkonzentration und Freisetzung bleibt bei Datensätzen mit unterschiedlich hohen kumulativen Freisetzungen gleich. Die Datensätze liegen somit auf derselben Ursprungsgeraden. Daher ist es möglich die Steigung der Geraden aus einer beliebigen Freisetzung abzuleiten. Ändert man nun einen Modellparameter, wie den K_d -Wert, ändert sich die Relation zwischen den beiden Größen. Bspw. führt eine Erhöhung des K_d -Werts bei gleicher Freisetzung zu geringerer Konzentration am Ort der Beurteilung im Modell.

Es lässt sich also hier ein funktionaler Zusammenhang zwischen dem K_d -Wert und der Relation zwischen der berechneten Konzentration und der Freisetzung aufstellen (s. Bild 7 rechts), indem man Modellsimulationen durchführt, die sich nur bezüglich des K_d -Werts unterscheiden.

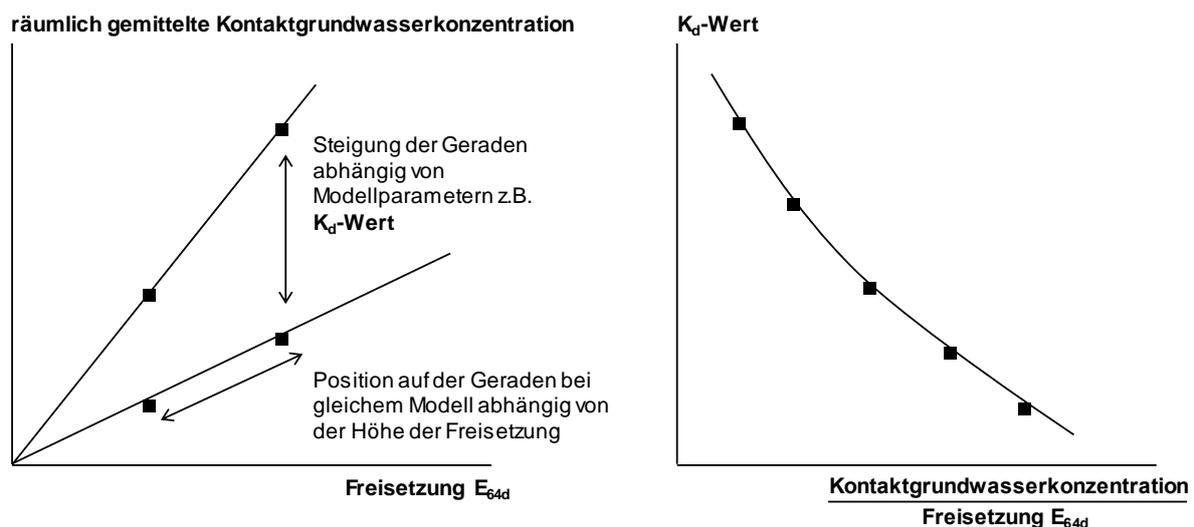


Bild 7: Schematische Darstellung des Einflusses unterschiedlicher Parameter auf die Simulation (links) und der Korrelation zwischen K_d -Wert und dem Verhältnis von Kontaktwassergrundwasserkonzentration als Output zur Freisetzung als Input der Simulation (rechts) unter Annahme von diffusionskontrollierter Freisetzung

Um die Mindest- K_d -Werte zu ermitteln wird die GFS als Kontaktgrundwasserkonzentration angesetzt, da die GFS die Obergrenze für Grundwasserkonzentrationen gemäß /LAW16/ darstellt. Über den Quotienten aus der GFS des jeweiligen Elements und den zuvor ermittelten 95. Perzentilen der Freisetzungen, der in der Grafik als Abszissenwert angesetzt wird, lässt sich der benötigte Mindest- K_d -Wert ableiten. Das bedeutet, der Mindest- K_d -Wert führt in dem definierten Modell über die entsprechende Höchst-Freisetzung im Standtest zu einer mittleren Konzentration in Höhe der entsprechenden GFS am Ort der Beurteilung.

Die K_d -Korrelationskurven wurden aus 11 Korrelationspunkten im Bereich von $K_d = 1$ l/kg bis $K_d = 50$ l/kg erstellt. Um die Punkte zu erhalten, wurde jeweils ein definierter K_d -Wert in die Transportsimulation basierend auf dem ausgewählten Datensatz (s. Abschnitt 5.1) eingesetzt. Die Modelländerungen im Vergleich zum aktuellen DIBt-Konzept sind in Abschnitt 3 aufgeführt. Anschließend wurde die Übertragungsfunktion (s. Abschnitt 2.1) aus der berechneten mittleren Konzentration im Modell und der korrelierenden kumulativen Freisetzung des ausgewählten Standtest-Datensatzes ermittelt. Aus der Steigung der Übertragungsfunktion, d.h. dem Quotienten der mittleren Konzentration am Ort der Beurteilung im Modell und der kumulativen Freisetzung, über die die zeitabhängigen Auslaugraten ermittelt wurden, sowie dem eingesetzten K_d -Wert ergibt sich ein Punkt auf der Korrelationskurve.

In Tabelle A1 sind die variierten K_d -Werte und Zeitpunkte aufgelistet, zu denen jeweils die Konzentration in der Modellsimulation betrachtet wurde. Wie in Abschnitt 3 beschrieben, fällt die auftretende Maximalkonzentration bei kleinen K_d -Werten auf einen früheren Zeitpunkt als 100 Jahre, welche dann berücksichtigt wurde. Die variierten K_d -Werte und resultierenden Kontaktgrundwasserkonzentrationen (Mittlung über $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$ und $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5 \text{ m}^3$ sowie Punkt Betrachtung in 1,5 m Abstand) sind in Tabelle A1 gelistet; die Quotienten von Grundwasserkonzentration und Freisetzung E_{64d} sind in Tabelle A2 gelistet; die K_d -Korrelationskurven sind in Bild 8 grafisch dargestellt.

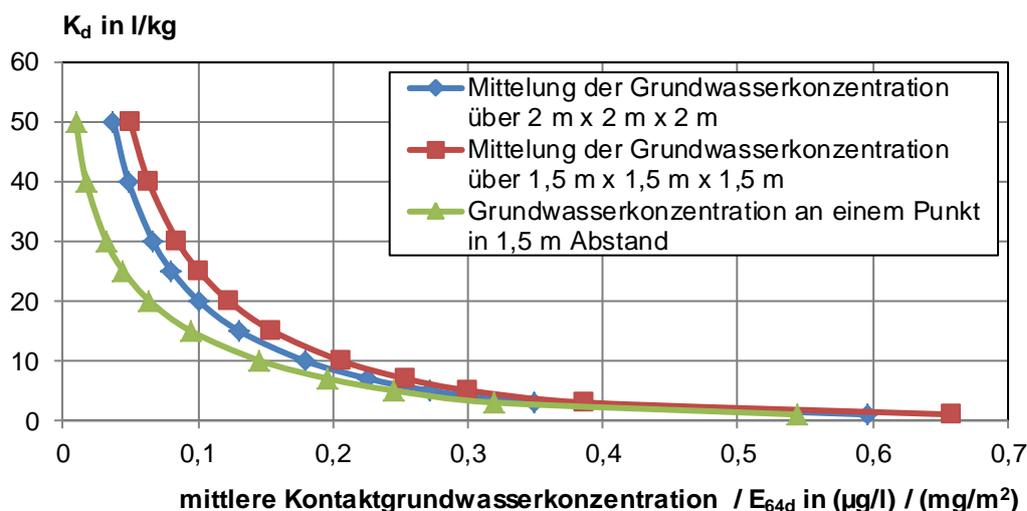


Bild 8: K_d -Korrelationskurven

Zur Herleitung einer Funktionsgleichung, die die Abhängigkeit der Grundwasserkonzentration vom K_d -Wert beschreibt, wurden die Daten mit exponentiellen Zerfallsfunktionen gefittet. Es ergeben sich folgende Gleichungen:

$$K_d = 130,27918 \cdot e^{\left(-\frac{x(2m)}{0,01004}\right)} + 62,12576 \cdot e^{\left(-\frac{x(2m)}{0,02929}\right)} + 38,79475 \cdot e^{\left(-\frac{x(2m)}{0,12397}\right)} + 0,68291 \quad (6)$$

$$K_d = 98,88621 \cdot e^{\left(-\frac{x(1,5m)}{0,01749}\right)} + 46,37957 \cdot e^{\left(-\frac{x(1,5m)}{0,04038}\right)} + 43,65357 \cdot e^{\left(-\frac{x(1,5m)}{0,12965}\right)} + 0,73948 \quad (7)$$

$$K_d = 24,22565 \cdot e^{\left(-\frac{x(P1,5m)}{0,00668}\right)} + 24,4928 \cdot e^{\left(-\frac{x(P1,5m)}{0,02554}\right)} + 28,23552 \cdot e^{\left(-\frac{x(P1,5m)}{0,13276}\right)} + 0,5112 \quad (8)$$

$x(2m)$: Kontaktgrundwasserkonzentration gemittelt über $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3 / E_{64d}$ in $(\mu\text{g/l}) / (\text{mg/m}^2)$

$x(1,5m)$: Kontaktgrundwasserkonzentration gemittelt über $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5 \text{ m}^3 / E_{64d}$ in $(\mu\text{g/l}) / (\text{mg/m}^2)$

$x(P1,5m)$: Kontaktgrundwasserkonzentration an einem Punkt in 1,5 m Abstand zum Bauwerk / E_{64d} in $(\mu\text{g/l}) / (\text{mg/m}^2)$

Bei einer Rückrechnung auf die K_d -Werte, auf deren Basis die Gleichungen abgeleitet wurden, ergeben sich Abweichungen $\leq 0,06 \text{ l/kg}$.

6 Mindest- K_d -Werte

Durch Einsetzen des jeweiligen Geringfügigkeitsschwellenwertes geteilt durch die ermittelten 95. Perzentilen der Freisetzungen in die Gleichungen (6)-(8) (s. Abschnitt 5.2) wurden die entsprechenden Mindest- K_d -Werte berechnet.

In Tabelle 4 sind die 95. Perzentilen der Freisetzungen sowie die GFS /LAW16/ für die jeweiligen Parameter aufgelistet sowie der entsprechende K_d -Wert der benötigt würde, damit unter Annahme einer diffusionskontrollierten Freisetzung der Elemente 95 % der Betone die Grenzwerte einhalten. Es wird ersichtlich, dass für einen Großteil der Elemente ein K_d -Wert von 1 l/kg ausreichend ist, um das derzeit gültige Bewertungskonzept unter Verwendung des hier eingesetzten Modells und der aktuell gültigen GFS von 2016 /LAW16/ zu aktualisieren. Maximale K_d -Werte von bis zu $11,2 \text{ l/kg}$ wären für Thallium erforderlich. Bei einer Mittelung über $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5 \text{ m}^3$ sind rd. 23 % höhere K_d -Werte erforderlich als bei einer Mittelung über $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$, bei Betrachtung des Punktes in 1,5 m Abstand zum Bauwerk ist hingegen ein niedrigerer K_d -Wert ausreichend (max. rd. 21 % geringer).

Tabelle 4: Erforderliche Mindest- K_d -Werte für das überarbeitete Modell

Umweltparameter	95. Perzentil der Freisetzung	GFS 2016, /LAW16/	erforderlicher K_d -Wert		
			Räumliche Mittelung der Konzentration über $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$	Räumliche Mittelung der Konzentration über $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5 \text{ m}^3$	Konzentration im Abstand von 1,5 m
	mg/m^2	$\mu\text{g/l}$	l/kg		
Sb	0,9	5	< 1	< 1	< 1
As	1,6	3,2	< 1	< 1	< 1
Ba	107,3	175	< 1	< 1	< 1
Pb	4,0	1,2	4,2	5,2	3,5
B	15,2	180	< 1	< 1	< 1
Cd	0,5	0,3	1,0	1,2	< 1
Cr	2,9	3,4	< 1	< 1	< 1
Co	0,5	2	< 1	< 1	< 1
Cu	18,8	5,4	4,5	5,5	3,8
Mo	2,9	35	< 1	< 1	< 1
Ni	2,8	7	< 1	< 1	< 1
Hg	0,006	0,1	< 1	< 1	< 1
Se	1,9	3	< 1	< 1	< 1
Tl	1,0	0,2	9,1	11,2	7,2
V	9,4	4	1,9	2,4	1,7
Zn	14,0	60	< 1	< 1	< 1

7 Zusammenfassung und Ausblick

Dieses Projekt schließt inhaltlich an ein 2019 abgeschlossenes Projekt an, das die Überarbeitung des aktuellen Bewertungskonzepts zur Umweltverträglichkeit von Beton des DIBt /DIB11/ behandelte /Ove19/. Anlass des Projekts /Ove19/ war die Senkung der Geringfügigkeitsschwellen vieler umweltrelevanter Parameter durch die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Jahr 2016 /LAW16/, die bisher in das aktuelle Bewertungskonzept noch nicht übernommen wurden. Eine Übernahme der aktuellen GFS von 2016 in das derzeit gültige Bewertungskonzept würde dazu führen, dass viele normkonforme Betone die Anforderungen nicht mehr erfüllen würden. Das überarbeitete Konzept nach /Ove19/ würde ohne Berücksichtigung der Wechselwirkungen eluierter Substanzen mit dem Boden zu einer weiteren Senkung der zulässigen Freisetzungen führen. Es konnte jedoch gezeigt werden, dass der Einsatz eines für einen niederländischen Standardsandboden durch geochemische Modellierung berechneten K_d -Werts im Modell zu einer extremen Erhöhung der zulässigen Freisetzungen führen würde. Dieser K_d -Wert ist relativ hoch und erscheint daher nicht geeignet zur Simulation eines Worst-Case-Szenarios. Daher wurden in diesem Vorhaben Mindest- K_d -Werte ermittelt, die gemäß des Bewertungskonzeptes zur Einhaltung der Anforderungen für normkonforme Betone führen würden.

Durch Auswertung der ibac-internen Standortdatenbank wurden die 95. Perzentilen der Freisetzungen für die 16 gemäß /LAW16/ umweltrelevanten Elemente bestimmt. Anschließend wurden unter Annahme diffusionskontrollierter Freisetzung Simulationen durchgeführt, bei denen sich die Modelle nur im Hinblick auf den K_d -Wert unterschieden. Dann wurde der funktionale Zusammenhang zwischen dem K_d -Wert und dem Quotient aus der simulierten Grundwasserkonzentration und der Freisetzung E_{64d} im Standort ermittelt. Hiermit wurde über den Quotienten aus der GFS und dem jeweiligen ermittelten 95. Perzentil der Freisetzung der zur Einhaltung der GFS am Ort der Beurteilung im Modell benötigte Mindest- K_d -Wert ermittelt.

Bei der Modellierung wurden folgende Unterschiede zum aktuellen Modell aus dem Projekt /Ove19/ übernommen:

- Die Mittelung der Konzentrationen erfolgte räumlich über $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$, zusätzlich wurde über $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5 \text{ m}^3$ gemittelt; des Weiteren wurde die Konzentration an einem Punkt in 1,5 m Abstand zum Bauwerk mittig in dessen Fließschatten betrachtet.
- Der Umrechnungsfaktor $f_p = 0,1$ zur Berücksichtigung der effektiven Porosität ist entfallen.
- Zur Berücksichtigung der verschärften Prüfbedingungen durch das deionisierte Wasser wurde der Umrechnungsfaktor $f_w = 0,3$ verwendet.
- In den Transportsimulationen wurden die Konzentrationen an den Zeitpunkten an denen die Maximalwerte in einem Zeitraum von 100 Jahren nach Einbau auftreten zur Bewertung ermittelt.

Es ergab sich, dass für einen Großteil der Elemente ein K_d -Wert von 1 l/kg ausreichend ist, um das aktuelle Bewertungskonzept unter Verwendung des hier eingesetzten Modells und der aktuell gültigen GFS von 2016 /LAW16/ zu aktualisieren. Maximale K_d -Werte von bis zu 11,2 l/kg wären für Thallium erforderlich.

Bei einer Mittelung über $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5 \text{ m}^3$ sind rd. 23 % höhere K_d -Werte erforderlich als bei einer Mittelung über $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$, bei Betrachtung des Punktes in 1,5 m Abstand zum Bauwerk ist hingegen ein niedrigerer K_d -Wert ausreichend (max. rd. 21 % geringer).

Im Nachgang zu diesem Projekt muss geprüft werden, ob die ermittelten K_d -Werte aus Sicht des Umweltschutzes akzeptabel sind. Es sollte festgelegt werden, ob parameterspezifische K_d -Werte eingesetzt oder alle Parameter in einem Modell abgedeckt werden können. Zudem sollte entschieden werden, welche Mittelung Anwendung finden soll oder ob als Ort der Beurteilung nur ein Punkt betrachtet wird.

8 Literatur

- /Bra05/ Brameshuber, W.; Vollpracht, A.: Modellrechnungen zur Untersuchung der Auswirkungen der neuen LAWA-Regelungen auf die Bewertung der Umweltverträglichkeit von Beton. RWTH Aachen: Institut für Bauforschung, 2005. – Forschungsbericht Nr. F 909
- /Bra13/ Brameshuber, W.; Lin, X. ; Vollpracht, A.: Literaturrecherche zur Auslaugkinetik von zementgebundenen Baustoffen. RWTH Aachen: Institut für Bauforschung, 2013. – Forschungsbericht Nr. F 7091
- /DIB11/ Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt): Grundsätze zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser – Teil I bis III. Berlin: Deutsches Institut für Bautechnik, 2011
- /Die05/ Diersch, H.-J.: Wasy Software Feflow – Finite Elemente Subsurface Flow & Transport Simulation System – Reference Manual. Wasy GmbH, Berlin, 2005
- /Har17/ Hartwich, P.; Vollpracht, A.: Influence of the Leachate Composition on the Leaching Behaviour of Concrete. Cement and Concrete Research 100 (2017), S. 423-434. DOI: 10.1016/j.cemconres.2017.07.002
- /Hau18/ Haufe, J.; Vollpracht, A.: R-Beton - Teilvorhaben 6: Frischbetonrecycling und Entwicklung von Verfahren zum praxisgerechten Umgang mit umweltrelevanten Merkmalen. RWTH Aachen: Institut für Bauforschung, 2018. – Forschungsbericht Nr. F 1020
- /Hoh03/ Hohberg, I.: Charakterisierung, Modellierung und Bewertung des Auslaugverhaltens umweltrelevanter, anorganischer Stoffe aus zementgebundenen Baustoffen. Berlin: Beuth. - In: Schriftenreihe des Deutschen Ausschusses für Stahlbeton (2003), Nr. 542, Dissertation
- /LAW16/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Unterausschuss „Geringfügigkeitsschwellen“: Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser, Aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016. Stuttgart (2017).
- /Ove19/ Overmann, S.; Vollpracht, A.: Optimierung der Bewertung zur Umweltverträglichkeit von Baustoffen durch Einbindung realitätsnaher Faktoren in Modellrechnungen. RWTH Aachen: Institut für Bauforschung, 2019. – Forschungsbericht F1054
- /Sus18/ Susset, B; Maier, U; Finkel, M; Grathwohl, P: Weiterentwicklung von Kriterien zur Beurteilung des schadlosen und ordnungsgemäßen Einsatzes mineralischer Ersatzbaustoffe und Prüfung alternativer Wertevorschläge. Umweltbundesamt August 2017. ISSN 1862-4359
- /Vol12/ Vollpracht, A.: Einbindung von Schwermetallen in Portlandzementstein. In: Schriftenreihe Aachener Beiträge zur Bauforschung, Institut für Bauforschung der RWTH Aachen (2012), Nr. 18; Zugl.: Aachen, Technische Hochschule, Dissertation
- /Vol21/ Vollpracht, A.: Literaturstudie zur Reduzierung des Parameterumfangs bei Auslaugversuchen an Beton. RWTH Aachen: Institut für Bauforschung, erscheint 2021. – Forschungsbericht F1103

Anhang A – Tabellen

Tabelle A1: Zusammenfassung der Simulationsergebnisse für den Beispieldatensatz mit einer Freisetzung von $E_{64d} = 0,66748 \text{ mg/m}^2$: Zeitpunkt der Beurteilung (Maximalkonzentration) und Grundwasserkonzentration bei unterschiedlichen K_d -Werten

K_d	Räumliche Mittelung der Konzentration über $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$		Räumliche Mittelung der Konzentration über $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5 \text{ m}^3$		Konzentration im Abstand von 1,5 m	
	Zeitpunkt der Beurteilung	Konzentration	Zeitpunkt der Beurteilung	Konzentration	Zeitpunkt der Beurteilung	Konzentration
l/kg	d	$\mu\text{g/l}$	d	$\mu\text{g/l}$	d	$\mu\text{g/l}$
50	36500	0,024870333	36500	0,033033269	36500	0,00616304
40	36500	0,032203757	36500	0,042081610	36500	0,01124249
30	36500	0,044316683	36500	0,056425174	36500	0,021216181
25	36500	0,053666841	36500	0,067109842	36500	0,029749526
20	36500	0,066913942	36500	0,081825714	36500	0,042595977
15	36500	0,086789931	36500	0,103245029	36500	0,062867985
10	36500	0,119287669	36500	0,137184405	36500	0,097234166
7	36500	0,150755323	36500	0,169271014	36500	0,130915549
5	37230	0,181441781	31025	0,200729456	36500	0,163613397
3	22630	0,233418393	18980	0,258205693	28105	0,213036998
1	7665	0,397682691	6570	0,439762839	9855	0,363046216

Tabelle A2: Quotient aus der simulierten Grundwasserkonzentration und der Freisetzung im Versuch für den Beispieldatensatz mit $E_{64d} = 0,66748 \text{ mg/m}^2$

K_d	Grundwasserkonzentration / kumulative Freisetzung E_{64d}		
	Räumliche Mittelung der Konzentration über $2 \cdot 2 \cdot 2 \text{ m}^3$	Räumliche Mittelung der Konzentration über $1,5 \cdot 1,5 \cdot 1,5 \text{ m}^3$	Konzentration im Abstand von 1,5 m
l/kg	$(\mu\text{g/L})/(\text{mg/m}^2)$		
50	0,037260043	0,049489526	0,009233295
40	0,048246774	0,063045500	0,016843186
30	0,066394024	0,084534628	0,031785494
25	0,080402171	0,100542101	0,044569914
20	0,100248609	0,122589012	0,06381611
15	0,130026265	0,154678836	0,094187069
10	0,178713473	0,205525866	0,145673527
7	0,225857438	0,253597132	0,196134039
5	0,271831037	0,300727297	0,245121047
3	0,349700954	0,386836599	0,319166114
1	0,595797163	0,658840473	0,543905759

Anhang B – Bilder

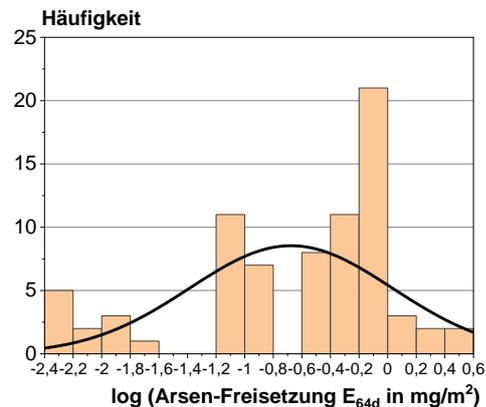
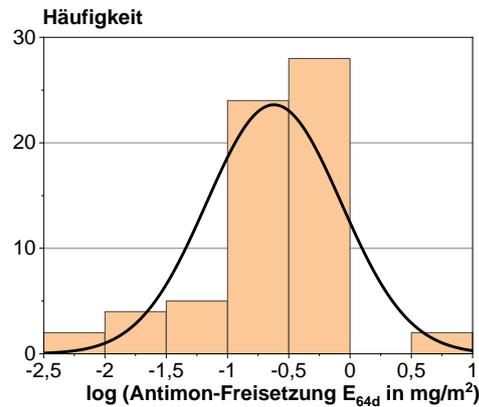


Bild B1: Statistische Verteilung der logarithmierten Freisetzungen E_{64d} von Sb und As mit berechneter Normalverteilungskurve

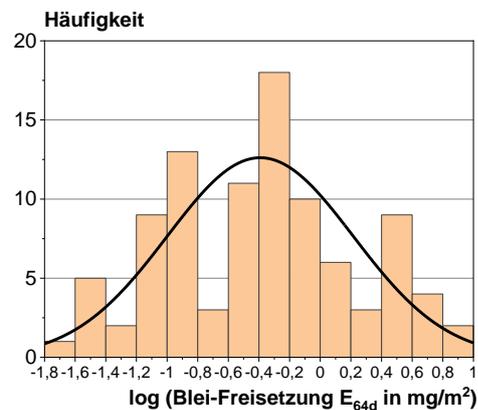
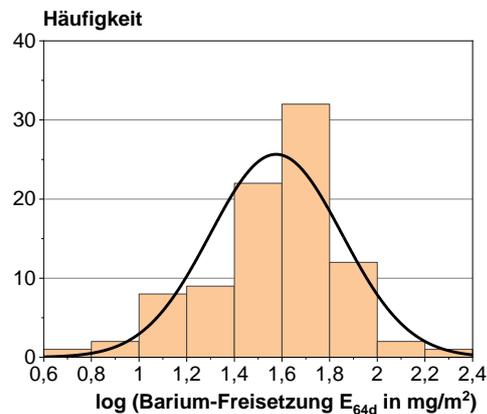


Bild B2: Statistische Verteilung der logarithmierten Freisetzungen E_{64d} von Ba und Pb mit berechneter Normalverteilungskurve

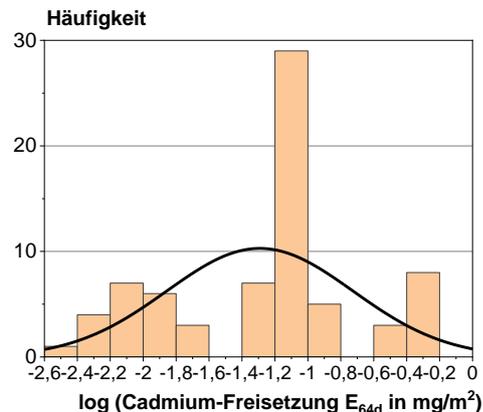
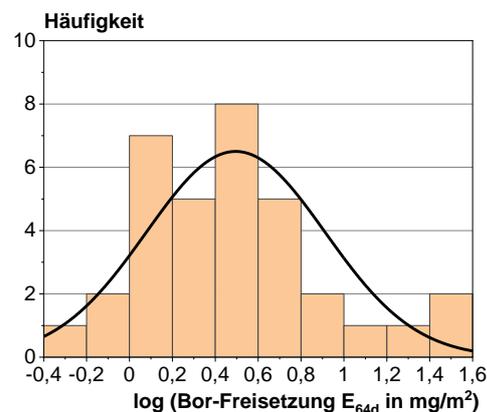


Bild B3: Statistische Verteilung der logarithmierten Freisetzungen E_{64d} von B und Cd mit berechneter Normalverteilungskurve

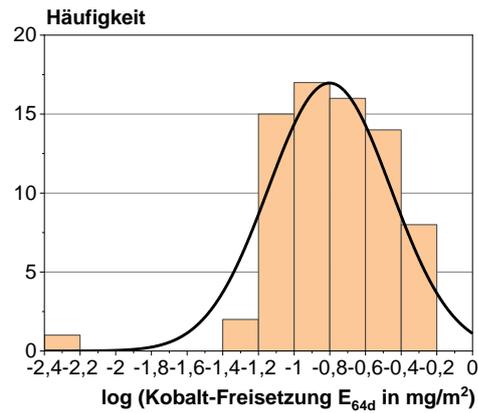
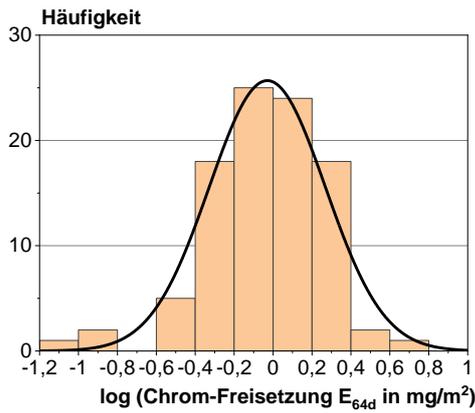


Bild B4: Statistische Verteilung der logarithmierten Freisetzungen E_{64d} von Cr und Co mit berechneter Normalverteilungskurve

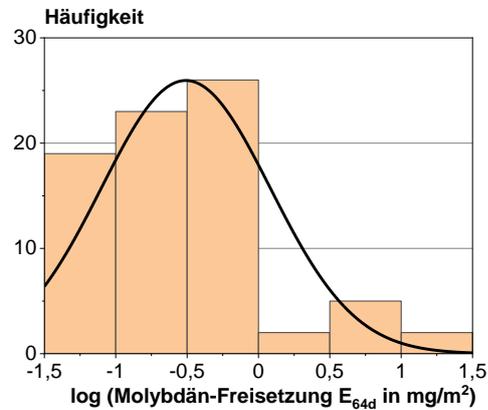
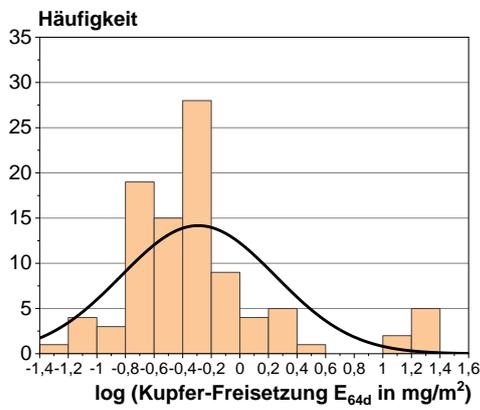


Bild B5: Statistische Verteilung der logarithmierten Freisetzungen E_{64d} von Cu und Mo mit berechneter Normalverteilungskurve

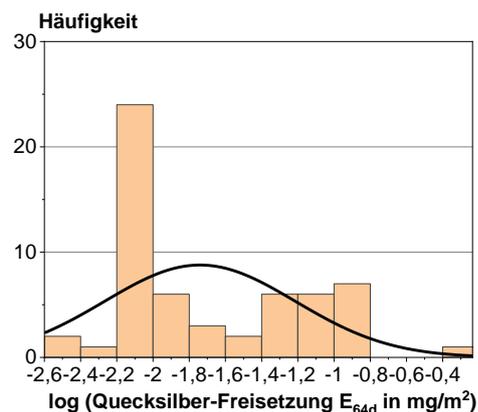
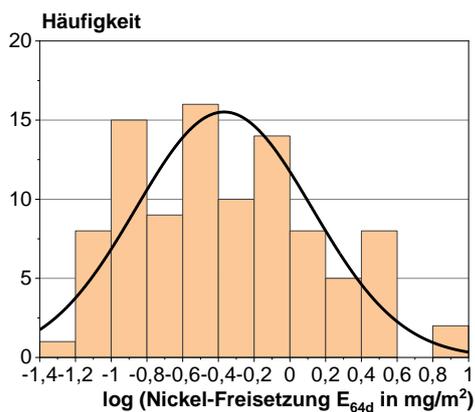


Bild B6: Statistische Verteilung der logarithmierten Freisetzungen E_{64d} von Ni und Hg mit berechneter Normalverteilungskurve

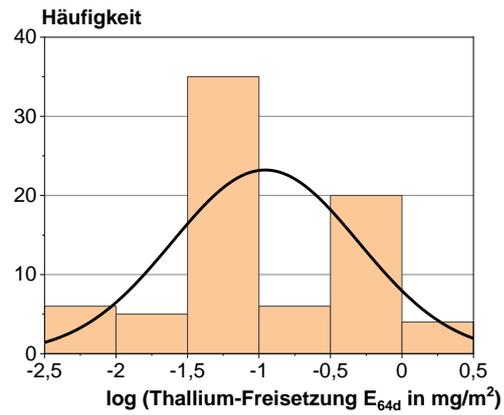
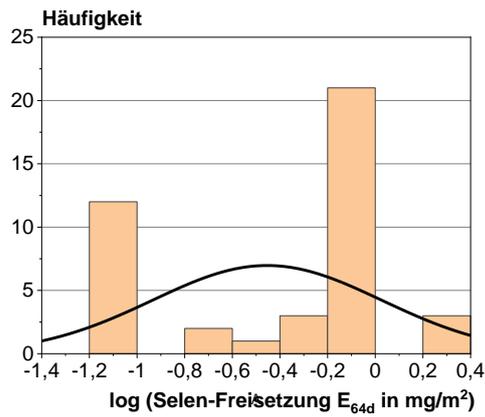


Bild B7: Statistische Verteilung der logarithmierten Freisetzungen E_{64d} von Se und Tl mit berechneter Normalverteilungskurve

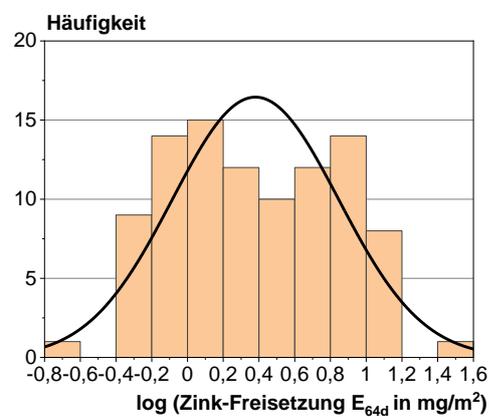
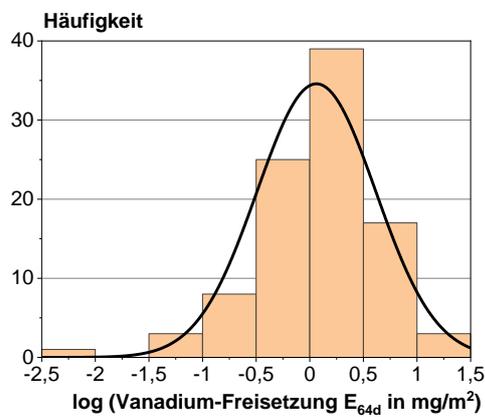


Bild B8: Statistische Verteilung der logarithmierten Freisetzungen E_{64d} von V und Zn mit berechneter Normalverteilungskurve