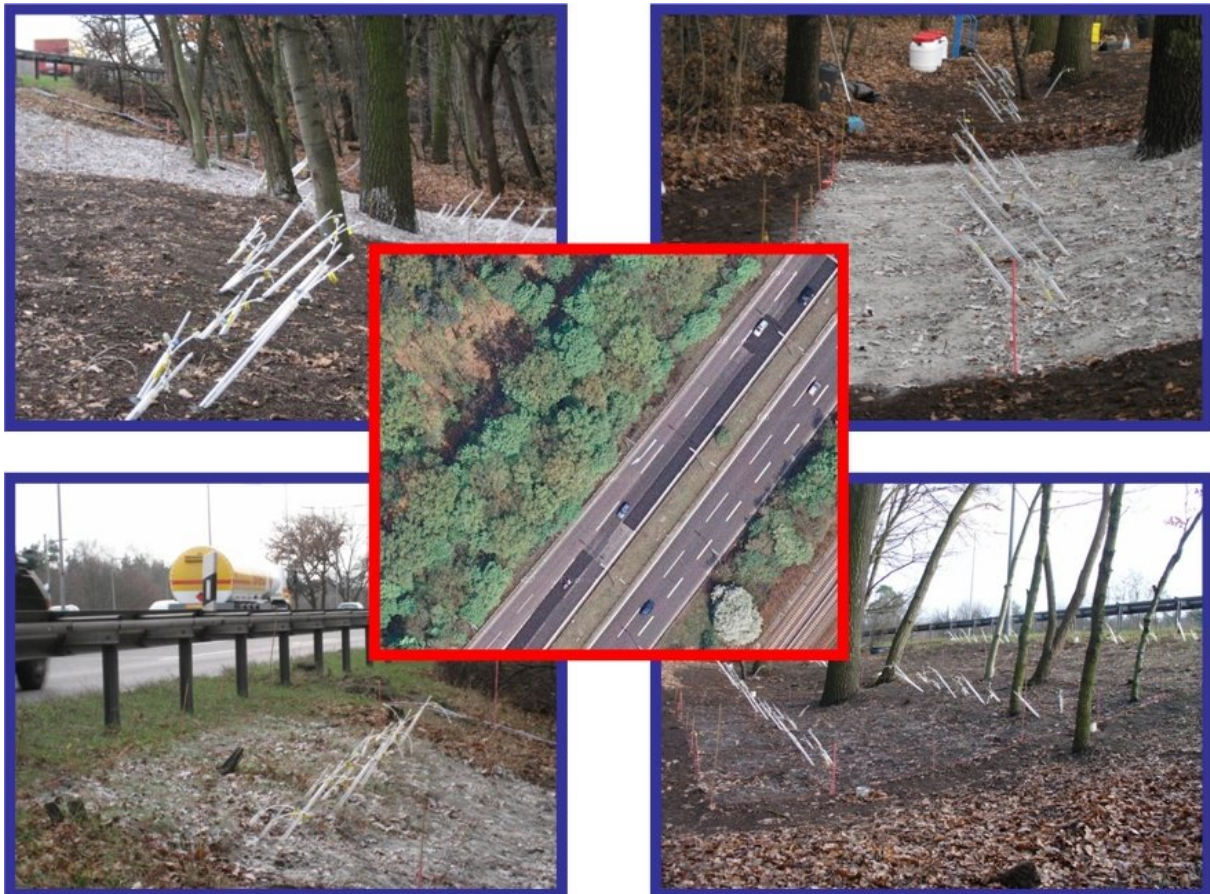


- Kalkanwendung im Umweltschutz -
Immobilisierung von straßenverkehrsbedingten Schadstoffen
mit Kalk

B. Kluge, G. Wessolek,
A. Wecker und N. Weber



Kalk[®]
Innovativ seit Jahrtausenden.



Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben

AiF-Nr. 14637 N

Forschungsstelle 1: Forschungsinstitut der
Forschungsgemeinschaft Kalk und Mörtel e.V.
Annastr. 67-71
50968 Köln

Forschungsstelle 2: TU-Berlin, Institut für Ökologie
FG Standortkunde/Bodenschutz
Salzufer 11-12
10587 Berlin

Die Forschungsarbeit „Immobilisierung von straßenverkehrsbedingten Schadstoffen mit Kalk“ wurde mit Mitteln des Bundesministers für Wirtschaft (BMW) im Rahmen eines von der Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen e.V. (AiF) durchgeführten Forschungsvorhabens gefördert, wofür wir an dieser Stelle unseren Dank aussprechen.

Köln, im April 2008

Inhalt

Tabellenverzeichnis	9
1. Zielsetzung	10
1.1 Gesetzliche Vorgaben.....	10
2. Stand der Forschung	11
2.1 Belastung von straßennahen Böden.....	11
2.2 Einflussfaktoren der Schwermetallmobilität in Böden	12
3. Methodik	13
3.1 Geländemethoden	13
3.1.1 Auswahl des Messstandortes	13
3.1.3 Auswahl des Autobahnreferenzbodens (ARB).....	15
3.1.4 Aufbau der Freilandmessstelle und Sickerwasserbeprobung.....	16
3.1.5 Vorbehandlung der Probengefäße, Transport und Lagerung	21
3.1.6 Aufkalkungsversuch am Referenzstandort Grunewald.....	21
3.2 Labormethoden.....	22
3.2.1 Bodensättigungsextrakte (BBodSchV).....	22
3.2.2 Elution mit Wasser (DIN 38414 – 4).....	24
3.2.3 Bodensäulen	24
3.2.4 Entnahme der Eluate	25
3.2.5 Beprobung des Säulensubstrates.....	26
3.2.6 Auswahl der Kalke.....	26
3.3 Sorptionisothermen.....	26
3.3.1 Allgemeine Grundlagen	26
3.3.2 Erstellung von Adsorptionisothermen.....	28
3.3.3 Bestimmung der sorbierten Gehalte und Berücksichtigung der Hintergrundbelastung	29
3.4 Analytik	30
3.4.1 Schwermetallkonzentrationen der Bodenproben	30
3.4.2 Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser.....	30
3.4.3 Bestimmung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit.....	30
3.4.4 Trockenrohddichte (TRD).....	31
3.4.5 Kf - Wert (Durchlässigkeitsbeiwert).....	31
3.4.6 pF- Charakteristik (Wasserspannung- Wassergehaltskurven).....	31
3.4.7 Glühverlust.....	31
3.5 Berechnungen.....	31
3.5.1 Wasserhaushalt – Klimatische Wasserbilanz.....	31
3.5.2 Berechnung der realen Verdunstung einzelner Jahre.....	32
3.6 Modellierung mit HYDRUS 2D.....	33
3.6.1 Allgemeine Beschreibung des Modells	33
3.6.2 Inputparameter für HYDRUS 2D.....	34
3.6.3 Szenarien und Simulationen	35

4.	Ergebnisse	36
4.1	Kartierung des Referenzstandortes	36
4.2	Kartierung am Standort Avus BAB A115	37
4.2.1	Bodenprofil und Bodentyp - Straßenrand.....	37
4.2.2	Verteilung der Humusgehalte.....	38
4.2.3	Verteilung der pH-Werte	40
4.2.4	Verteilung ausgewählter Schwermetalle im Straßenrandbereich.....	42
4.3	Belastungskartierung Messstellenbereich Avus A115.....	44
4.4	Bodensättigungsextrakte	51
4.4.1	Kalke und Kalkmischungen.....	52
4.4.2	Schwermetallkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt.....	52
4.5	Säulenversuche	55
4.5.1	Vergleich der Eluatkonzentrationen der Säulenvarianten	55
4.5.2	Entwicklung des pH-Wertes in den Eluaten.....	57
4.5.3	Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit im Sickerwasser	58
4.5.4	Entwicklung des pH-Wertes innerhalb der Säulen.....	59
4.5.5	Elution ausgewählter Beprobungstiefen der Säulenversuche (S4 Elution).....	60
4.6	Freilandversuch Messstelle Avus BAB A115.....	62
4.6.1	Veränderung des pH-Wertes in der Bodenlösung	62
4.6.2	Veränderung der Boden-pH-Werte in der Tiefe	67
4.6.3	Schwermetalle im Sickerwasser	69
4.7	pH-Wert Entwicklung am Referenzstandortes nach einer Kalkung	74
4.8	Prognosen - Modellierung des Einflusses einer Kalkung.....	75
4.8.1	Adsorptionsisothermen	75
4.8.2	Modellierung	78
4.8.2.1	Szenario 1.....	78
4.8.2.2	Szenario 2.....	81
4.8.2.3	Szenario 3.....	83
4.8.2.4	Vergleich der berechneten und gemessenen Sickerwasserkonzentrationen	86
5.	Zusammenfassung und Diskussion	87
5.1	Kartierung	87
5.2	Bodensättigungsextrakte (BSE).....	88
5.3	Säulenversuch	88
5.4	Freilandmessstelle	88
5.4.1	pH-Werte im Jahresverlauf	88
5.4.2	Veränderung der Boden-pH-Werte in der Tiefe - CaCO ₃ -Fläche	89
5.4.3	Sickerwasserkonzentrationen	89
5.5	Modellierung	90
5.6	Immobilisierung durch Kalkzugabe.....	90
	Literaturverzeichnis	91

6	Anhang.....	95
6.1	Freilandmessstelle	95
6.1.1	Schwermetallgehalte im Bodenfeststoff	95
6.1.2	Sickerwasserkonzentrationen	99
6.2.2	pH-Werte im Jahresverlauf	121
6.2.	Säulenversuche	123
6.2.1	Eluatkonzentrationen	123
6.2.2	pH-Wert Entwicklung im Säulensubstrat.....	127
6.2.3	S4 Elution der Säulenproben	127
6.3	pH-Wert Entwicklung Aufkalkungsversuch Messfläche Grunewald	128
6.4	Modellierung	129
6.4.1	Adsorptionsisotherme	130

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Lage der Freilandmessstelle an der A115	14
Abb. 2: Blick auf den Standort an der A115 (Avus) nahe Ausfahrt Hüttenweg in nördliche Richtung....	14
Abb. 3: Karte des Kartiergebietes	15
Abb. 4: Schematischer Aufbau der Messstelle.....	16
Abb. 5: Funktionsweise einer Saugkerze im Boden	17
Abb. 6: Blick auf die eingebaute Saugsondenreihe in 2,5 m Entfernung vom Straßenrand.....	18
Abb. 7: Ausbringung von CaCO_3 auf der Freilandmessstelle in Form von Kalksteingrieß	20
Abb. 8: Ausbringung der Kalkmilch auf der Freilandmessstelle.....	21
Abb. 9: Aufbau der Säulenversuche.....	24
Abb. 10: Entnahme des Säulenmaterials in Zentimeterabschnitten	26
Abb. 11: Schematische Darstellung der linearen Sorption und der Anpassung der Isotherme nach Freundlich	28
Abb. 12: Bodenprofil und Horizontabfolge des Referenzstandortes Grunewald (Berlin).....	36
Abb. 13: Mittelwerte des Humusgehaltes im Oberboden 0-10 cm.....	39
Abb. 14: Mittelwerte des Humusgehaltes im Oberboden 10-20 cm.....	40
Abb. 15: Mittelwerte pH-Wert (CaCl_2) im Oberboden 0-10 cm des Autobahnstandort Avus A115	41
Abb. 16: Mittelwerte pH-Wert (CaCl_2) im Oberboden 10-20 cm des Autobahnstandort Avus A115.....	41
Abb. 17: pH-Werte verschiedener Autobahn- und Bundesstrassenstandorte im Oberboden 0-10 cm	42
Abb. 18: Bleigehalte der Transektkartierung) im Oberboden 0-10 cm und 10-20 cm.....	43
Abb. 19: Zinkgehalte der Transektkartierung im Oberboden 0-10 cm und 10-20 cm	43
Abb. 20: Interpolierte Darstellung der Schwermetallgehalte von Cu, Zn, Cr, Cd im Oberboden in verschiedenen Abständen zum Fahrbahnrand BAB A115.....	46
Abb. 21: Interpolierte Darstellung der Schwermetallgehalte von Pb und Ni sowie der pH-Werte im Oberboden in verschiedenen Abständen zum Fahrbahnrand BAB A115.....	47
Abb. 22: Zinkgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm	48
Abb. 23: Cadmiumgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm.....	48
Abb. 24: Bleigehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm	48
Abb. 25: Kupfergehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm	49
Abb. 26: Nickelgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm	49
Abb. 27: Chromgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm	49
Abb. 28: pH-Werte (CaCl_2) im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm.....	50
Abb. 29: Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation.....	52
Abb. 30: Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation.....	53
Abb. 31: pH-Wert(CaCl_2) im Boden und Cadmium im Sättigungsextrakt	54
Abb. 32: pH-Werte der Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation	54
Abb. 33: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Ni, Zn, Cu) der Kontrollsäulen während des Bewässerungszeitraumes.....	56
Abb. 34: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Ni, Zn, Cu) der mit Calciumcarbonat beaufschlagten Säulen während des Bewässerungszeitraumes	56
Abb. 35: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Ni, Zn, Cu) der mit Calciumhydroxid beaufschlagten Säulen während des Bewässerungszeitraumes	57
Abb. 36: pH-Wert Verlauf in den Eluaten der verschiedenen Varianten	58
Abb. 37: Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit der Säulenvarianten	59
Abb. 38: Entwicklung der Bodenreaktion (pH CaCl_2) der Säulenvarianten in der Tiefe [cm].....	60

Abb. 39: Mittelwerte der S4 Elution der wasserlöslichen Fraktion von Chrom	61
Abb. 40: Mittelwerte der S4 Elution der wasserlöslichen Fraktion von Zink	62
Abb. 41: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (CaCO ₃)	63
Abb. 42: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (CaCO ₃)	64
Abb. 43: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (Referenz)	65
Abb. 44: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (Ca(OH) ₂)	65
Abb. 45: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (CaCO ₃)	66
Abb. 46: pH-Werte im Boden (CaCl ₂) auf der mit CaCO ₃ beaufschlagten Fläche vor und nach der Kalkaufbringung	68
Abb. 47: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser verschiedener Tiefen – Abstand 2,5 m; Ca(OH) ₂	69
Abb. 48: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 2,5 m; Ca(OH) ₂ –Fläche	70
Abb. 49: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 7,5 m; Ca(OH) ₂ –Fläche	70
Abb. 50: Chrom-, Cadmium, Kupfer-, Zink-, Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 10 cm – Abstand 10 m; Ca(OH) ₂ –Fläche	72
Abb. 51: Chrom-, Cadmium, Kupfer-, Zink-, Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 10 m; Ca(OH) ₂ –Fläche	73
Abb. 52: Aufkalkungsversuch Referenzfläche Grunewald – Tiefenprofil der pH-Werte	74
Abb. 53: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) mit und ohne Zugaben von Kalk für Cadmium	75
Abb. 54: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) mit und ohne Zugaben von Kalk für Zink	76
Abb. 55: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) mit und ohne Zugaben von Kalk für Blei	76
Abb. 56: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) mit und ohne Zugaben von Kalk für Kupfer	77
Abb. 57: Szenario 1 (Status Quo) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser	79
Abb. 58: Szenario 2 (Gekalkt Ca(OH) ₂ -Wirkung 20 Jahre) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser	82
Abb. 59: Szenario 3 (Neubau Autobahn-Entfernung 10 m) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser	84
Abb. 60: Kupfergehalte der Transektkartierung	95
Abb. 61: Cadmiumgehalte der Transektkartierung	95
Abb. 62: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO ₃ -Fläche	100
Abb. 63: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO ₃ -Fläche	100
Abb. 64: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO ₃ -Fläche	101
Abb. 65: Chrom- (links) und Cadmiumkonzentrationen (rechts) im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO ₃ -Fläche	101
Abb. 66: Kupfer- (links) und Zinkkonzentrationen (rechts) im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO ₃ -Fläche	102

Abb. 67: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO ₃ -Fläche	102
Abb. 68: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO ₃ -Fläche	103
Abb. 69: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO ₃ -Fläche	103
Abb. 70: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO ₃ -Fläche	104
Abb. 71: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO ₃ -Fläche	104
Abb. 72: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO ₃ -Fläche	105
Abb. 73: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO ₃ -Fläche	105
Abb. 74: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO ₃ -Fläche	106
Abb. 75: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO ₃ -Fläche	106
Abb. 76: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO ₃ -Fläche	107
Abb. 77: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO ₃ -Fläche	107
Abb. 78: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO ₃ -Fläche	108
Abb. 79: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO ₃ -Fläche	108
Abb. 80: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO ₃ -Fläche	109
Abb. 81: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO ₃ -Fläche	109
Abb. 82: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO ₃ -Fläche	110
Abb. 83: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO ₃ -Fläche	110
Abb. 84: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO ₃ -Fläche	111
Abb. 85: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO ₃ -Fläche	111
Abb. 86: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO ₃ -Fläche	112
Abb. 87: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO ₃ -Fläche	112
Abb. 88: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO ₃ -Fläche	113
Abb. 89: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	113
Abb. 90: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	114
Abb. 91: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	114
Abb. 92: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	115

Abb. 93: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	115
Abb. 94: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	116
Abb. 95: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	116
Abb. 96: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	117
Abb. 97: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	117
Abb. 98: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	118
Abb. 99: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	118
Abb. 100: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	119
Abb. 101: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	119
Abb. 102: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	120
Abb. 103: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	120
Abb. 104: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH) ₂ -Fläche.....	121
Abb. 105: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (Referenz)	121
Abb. 106: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (Ca(OH) ₂)	122
Abb. 107: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (Referenz)	122
Abb. 108: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (Ca(OH) ₂)	123
Abb. 109: Eluatkonzentrationen (Cd, Cr) der Kontrollsäulen innerhalb des Bewässerungszeitraumes.....	123
Abb. 110: Eluatkonzentrationen (Cd, Cr) der mit Calciumcarbonat beaufschlagten Säulen innerhalb des Bewässerungszeitraumes	124
Abb. 111: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Cd, Cr) der mit Calciumhydroxid beaufschlagten Säulen während des Bewässerungszeitraumes.....	124
Abb. 112: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Pb) der Kontrollsäulen innerhalb des Bewässerungszeitraumes.....	125
Abb. 113: Eluatkonzentrationen (Pb) der mit Calciumcarbonat beaufschlagten Säulen innerhalb des Bewässerungszeitraumes	125
Abb. 114: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Pb) der mit Calciumhydroxid beaufschlagten Säulen während des Bewässerungszeitraumes.....	126
Abb. 115: Mittelwerte der S4 Elution der wasserlöslichen Fraktion von Blei (links) und Nickel (rechts) im Tiefenprofil 0-10 cm der Säulenproben.....	127
Abb. 116: Szenario 4 (Ca(OH) ₂ – Wirkung des Kalkes 100 Jahre – Neukalkung alle 20 Jahre) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser	129

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Auswahl typischer verkehrsbedingter Stoff- und Partikeleinträge in den Straßenrandbereich	11
Tab. 2: Bestimmung des Kalkbedarfs von Oberböden nach SCHACHTSCHABEL	23
Tab. 3: Ergebnisse der verschiedenen Kalkzugaben der Testmessungen an den Referenzböden	23
Tab. 4: Konzentrationen der Salze und der einzelnen Ionen des Beregnungswassers	25
Tab.4a:Perkolationsversuche.....	26
Tab. 5: Konzentrationsstufen derAdsorptionsisotherme in mg/l.....	29
Tab. 6: Monatliche Pflanzenfaktoren für die Verdunstungsberechnung.....	32
Tab. 7: Szenarien für die Modellierung des Schwermetalltransportes mit dem Sickerwasser im Bereich von 10 m Entfernung zur BAB A115	35
Tab. 8: Physikalische und chemische Kennwerte der podsoligen Braunerde (Standort Grunewald)....	37
Tab. 9: Zusammenfassung der gemessenen Humusgehalte (Masse %) Tiefe 0-10 cm	39
Tab. 10: Zusammenfassung der gemessenen Humusgehalte (Masse %) Tiefe 10-20 cm	39
Tab. 11: Zusammenfassung aller gemessenen pH-Werte (CaCl ₂) 0-10 cm	40
Tab. 12: Zusammenfassung aller gemessenen pH-Werte (CaCl ₂) 10-20 cm.....	41
Tab. 13: Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Böden (Sand) – Berlin	50
Tab. 14: Retardationsfaktoren der verschiedenen Varianten.....	78
Tab. 15: Vergleich der berechneten und im Labor und Feld ermittelten Sickerwasserkonzentrationen.....	86
Tab. 16: Bestimmungsgrenzen HGA und ICP.....	96
Tab. 17: Schwermetallgehalte der Bodenproben des Autobahnreferenzbodens 0- 10 cm (ARB).....	96
Tab. 18: Schwermetallgehalte der Bodenproben des Autobahnreferenzbodens 10-25 cm (ARB).....	97
Tab. 19: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Transektkartierung; Tiefe 0-10 cm (mg/kg).....	98
Tab. 20: Mittelwerte aller Schwermetallkonzentrationen der beprobten Abstände und Tiefen BAB A115	99
Tab. 21: Mittelwerte der Elementkonzentrationen der Säuleneluat Säule 1 und 2 – Kontrolle.....	126
Tab. 22: Mittelwerte der Elementkonzentrationen der Säuleneluat Säule 3 und 4 - CaCO ₃	126
Tab. 23: Mittelwerte der Elementkonzentrationen der Säuleneluat Säule 5 und 6 - Ca(OH) ₂	126
Tab. 24: Tiefenentwicklung des pH-Wertes in den Säulen nach 4 Monaten.....	127
Tab. 25: Tiefenentwicklung des pH-Wertes Aufkalkungsversuch Referenzfläche Grunewald.....	128
Tab. 26: Freundlich-Parameter der auf die Proben bezogenen Schwermetalladsorption	130

1. Zielsetzung

Ziel des Forschungsvorhabens „Immobilisierung von straßenverkehrsbedingten Schadstoffen mit Kalk“ ist die Frage, ob durch eine gezielte Kalkapplikation im Straßenrandraum ein nachhaltiger Rückhalt von Schwermetallen erreicht werden kann. Zu diesem Zweck wurden Sorptionseigenschaften von Böden, denen verschiedene Kalkarten und Mahlfineinheiten zugesetzt wurden, im Labor untersucht.

Darauf aufbauend wurden im Gelände Messungen von Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser an Straßenrandböden mit und ohne Kalkungsmaßnahmen durchgeführt. Um längerfristige Aussagen über die Veränderung des Stofftransportes unter verschiedenen Annahmen und Ausgangsbedingungen machen zu können, wurde schließlich ein numerisches Stofftransportmodell genutzt, um erhobene Gelände- und Laborergebnisse zu berücksichtigen. Mit diesem Modell wurden Langzeitprognosen zu Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser an stark verkehrsbelasteten Standorten erstellt sowie der Einfluss einer Kalkung auf die Verlagerung von Schwermetallen prognostiziert.

1.1 Gesetzliche Vorgaben

Handlungsbedarf zur Verhinderung von Schadstoffeinträgen in den Boden und das Sickerwasser ergeben sich aus dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und der EU-Grundwasserrichtlinie.

Im Artikel 6 der EU-Grundwasserrichtlinie wird gefordert, den Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser zu verhindern oder zu begrenzen. Solche Schadstoffe sind unter Verweis auf die Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG u.a. auch Metalle und Metallverbindungen. Darüber hinaus fordert das Bundesbodenschutzgesetz BBodSchG die Funktionen des Bodens nachhaltig zu sichern, schädliche Bodenveränderungen abzuwehren sowie verursachte Gewässerverunreinigungen zu sanieren und Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen (§ 1 BBodSchG). In der dazugehörigen Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) werden im Anhang 2 Pkt. 3 konkrete Vorsorgewerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser vorgegeben.

2. Stand der Forschung

Zusammenfassung

2.1 Belastung von straßennahen Böden

Bisherige Untersuchungen über die Belastung von Böden mit verkehrsbedingten Schadstoffen zeigen, dass es besonders an verkehrsreichen Bundesfernstraßen und Autobahnen zu einem hohen, linienförmigen Eintrag von Schadstoffen in den straßenrandnahen Bereich kommt.

Bei diesen Schadstoffen handelt es sich insbesondere um Korrosionsprodukte von metallischen Werkstoffen und Fahrzeugen, Reifenabriebe, organische Produkte aus dem Verbrennungsprozess in Motoren, Treibstoffadditive, Öle und Schmiermittel. Auf anorganischer Seite sind dies vor allem die Schwermetalle Zink, Kupfer, Blei, Cadmium, Nickel und Chrom, auf organischer Seite Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie Benzinadditive. Durch die Niederschläge werden die auf der Fahrbahn abgelagerten Partikel suspendiert oder gelöst und können mit dem sich bildenden Straßenabflusswasser in den angrenzenden Straßenrandbereich verfrachtet werden. Weiterhin werden sehr feine Stoffpartikel mit der Luftströmung in den straßennahen Bereich bis 25 m transportiert (Boller et al. 2006). Dadurch kommt es in diesem Bereich zu einer Akkumulation von verkehrsbürtiger Schadstoffen. Die Höhe der Belastung ist dabei stark vom Verkehrsaufkommen, der Art und dem Zustand des Belages abhängig.

Tab. 1: Auswahl typischer verkehrsbedingter Stoff- und Partikeleinträge in den Straßenrandbereich

EINTRÄGE	QUELLE
Silicium; Calcium; Magnesium; Bitumen, Natriumchlorid	Straßenabrieb, Straßendienst
Gummi	Autoreifen
Asbest	Kupplung, Bremsbelag
Blei	Verbleites Benzin aus Autoabgasen, Reifenabrieb, Schmieröl, atmosphärischer Niederschlag
Zink	Abgase, Reifenabrieb, Motoren- und Schmieröle, Bremsen
Eisen	Karosierrost, Konstruktionen an Verkehrswegen wie Brücken, Leitplanken, bewegliche Maschinenteile etc.
Kupfer	Abgase, Leitplanken, bewegliche Fahrzeugteile, Bremsbeläge
Cadmium	Reifenabrieb
Chrom	Bremsbeläge, bewegliche Fahrzeugteile; Straßenabrieb
Nickel	Dieselmotoren, Benzin, Asphaltabrieb, Bremsbeläge

Zu den in Tab.1 aufgeführten Emissionsquellen kommen noch weitere hinzu, wie z.B. der Abrieb von Markierungsfarben oder großflächige Chlorideinträge über Streusalz aus dem Winterdienst, die sich wiederum mobilisierend auf die im Boden befindlichen Schwermetallen auswirken können (Legret & Pagotto 2006, Geiger 1996).

Die Schadstoffkonzentrationen nehmen im Allgemeinen mit zunehmender Entfernung vom Straßenrand und Bodentiefe ab (Dierkes und Geiger 1999, Kocher und Wessolek 2003, Blume & Hellriegel 1981).

Aufgrund von Reifenabrieb, der Verwitterung von Straßenbelägen und dem Eintrag von Straßensickerwässern kann der pH-Wert in den obersten Zentimetern der ersten Meter vom Straßenrand häufig in einem pH-Wert Bereich von pH 6-8 liegen. Zudem besitzt der Untergrund im Straßennahbereich oft hohe Pufferkapazitäten durch eingebrachte carbonathaltige Baureststoffe die, zusammen mit anderen Einflussfaktoren, eine Retardation und damit Akkumulation von eingetragenen verkehrbedingten Schadstoffen bewirken. Da das Lösungsverhalten von Schwermetallen im hohen Maße pH-Wert- und sorptions-abhängig ist, stellen diese hohe Schwermetallbelastungen und Abflusskonzentrationen im Straßennahbereich meist kaum eine Gefährdung für das Grundwasser dar, wenn in Fahrbahnnähe ausreichend sorptionsstarke Böden vorliegen (Golwer 1995, Kocher und Wessolek 2003). Bei sorptionschwachen Standorten mit niedrigem pH-Wert und hohen Schwermetallbelastungen und -einträgen kann dagegen die Gefahr bestehen, dass es zu hohen Schwermetallkonzentrationen und -frachten im Bodensickerwasser kommt, die eine Gefahr für das Grundwasser darstellen können.

2.2 Einflussfaktoren der Schwermetallmobilität in Böden

Die Löslichkeit der Schwermetalle im Boden wird vor allem durch Sorptions- und Komplexierungsvorgänge gesteuert. Die wichtigsten bodenspezifischen Einflussgrößen der Schwermetallmobilität sind:

- der pH-Wert
- die organische Substanz
- der Schwermetall-Gesamtgehalt
- das Redoxpotential
- der Tongehalt
- der Gehalt an Sesquioxiden
- der Gehalt an Komplexbildnern
- partikuläre Auswaschung

Im Allgemeinen nimmt die Löslichkeit der Schwermetalle im Boden mit steigendem pH-Wert sowie steigenden Gehalten an Tonmineralien, Sesquioxiden und organischer Substanz ab. Steigende Gesamtgehalte der Schwermetalle, der löslichen Komplexbildner und eine hohe Ionenstärke in der Bodenlösung, wie sie in straßennahen Böden vorherrscht, fördern die Löslichkeit von Schwermetallen im Boden (vgl. Herms und Brümmer 1984).

Eingetragene Schwermetallkationen werden im Boden oft fest an die organische Substanz oder an die Tonminerale gebunden oder in Form von schwerlöslichen Salzen festgelegt, so dass sich eine Verlagerung mit dem Sickerwasser nur sehr langsam vollzieht. Durch einen sinkenden pH-Wert werden die für die Kationenaustauschkapazität (KAK) des Bodens verantwortlichen funktionellen Gruppen der Tone und der Huminstoffe zunehmend protoniert und die Bindung von Schwermetallen geschwächt, wodurch die Metalle leichter in Lösung gehen und sich der Verlagerungsprozess erhöhen kann.

Als eine relativ einfache Maßnahme zur Reduzierung der Schwermetallmobilität hat sich die Kalkung von Böden bewährt. Zahlreiche Untersuchungen bestätigen eine starke Reduzierung der Schwermetallgehalte in Pflanzen auf belasteten Flächen sowie verringerte Bodenlösungskonzentrationen durch eine Kalkdüngung. Die abnehmende Verfügbarkeit der Schwermetalle durch eine Kalkung wird vor allem auf eine Veränderung des Anteils der spezifisch gebundenen Schwermetalle in Abhängigkeit von der Bodenreaktion zurückgeführt (Herms 1982).

3. Methodik

3.1 Geländemethoden

3.1.1 Auswahl des Messstandortes

Anforderungen an den Messstandort:

Der Standort zur Errichtung einer Messstelle für die Kalkungsversuche (worst case) sollte folgende Bedingungen erfüllen:

- niedrige pH-Werte
- sorptionsschwaches Substrat
- hohe Verkehrsbelastung
- hohe Schwermetallbelastung

Aufgrund von Forschungsergebnissen einer Studie von Kocher & Wessolek (2003) und eigenen Voruntersuchungen erfüllte ein Standort an der BAB A115 (AVUS) südwestlich von Berlin diese Kriterien am besten. Die AVUS (Automobil- Verkehrs- und Übungsstrasse) wurde bereits im Jahre 1921 fertig gestellt und ist damit der am längsten in Betrieb befindliche Autobahnabschnitt der Bundesrepublik Deutschland und Europa. Sie gilt als erste Autobahn der Welt. Aufgrund dieser langen Nutzungsgeschichte kann von einer hohen und großflächig verteilten Belastung der Böden mit Schwermetallen aus Abgasen, Straßenabrieb, Bremsenabrieb ausgegangen werden. Der Standort eignete sich auch deshalb besonders gut, da es in etwa 800 m Entfernung einen Referenzstandort gibt, der innerhalb des EU Level II „Men and Biosphäre Programms“, Dauerbeobachtungsmessstandort der Waldschadensforschung ist. Auf diesem Standort führt die TU-Berlin seit 1986 umfangreiche Untersuchungen zur Wasserbilanz, zum Nährstoffhaushalt sowie zu Staub-, Säure- und Schwermetalleinträgen durch (vgl. Schlenther et al. 1995).

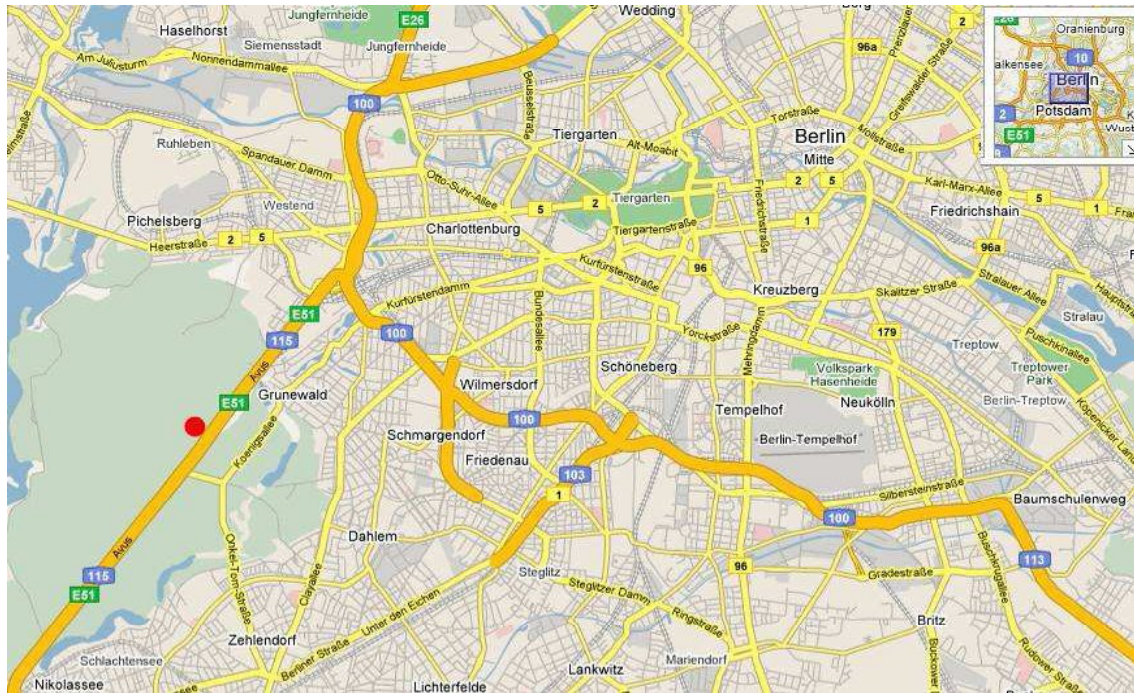


Abb. 1: Lage der Freilandmessstelle an der A15 (Kartengrundlage Google maps, verändert)

Der Standort liegt auf der westlichen Seite der Autobahn BAB A15. Die Autobahn ist vierstreifig ausgebaut, vor der Messstelle beginnt der zweistreifige Abfahrtstreifen der Ausfahrt Hüttenweg (Ausfahrt Nr.2). Die Autobahn besitzt an dieser Stelle keinen Standstreifen, in 1 m Entfernung vom Fahrbahnrand trennt eine Leitplanke das relativ ebene Bankett vom Böschungsrand. Die Böschung besitzt in etwa eine Neigung von 30° und ist ca. 1 m hoch (vgl. Kocher & Wessolek 2003).



Abb. 2: Blick auf den Standort an der A15 (Avus) nahe Ausfahrt Hüttenweg in nördliche Richtung (rechtes Bild) und in südliche Richtung (linkes Bild)

3.1.2 Vorkartierung am Autobahnstandort Avus BAB A 115

Im Rahmen des Projektes wurde eine Vorkartierung am Straßenrand der BAB A115 durchgeführt. Diese Kartierung sollte Aufschluss über anthropogene Bodenveränderungen, die Heterogenität von Bodeneigenschaften und über die großflächige Schwermetallbelastung eines Autobahnstandortes geben.

Hierzu wurde ein 100 m x 25 m großes Teilstück kartiert (Abb. 3). In drei verschiedenen Entfernungen (5, 15, 20 und 25 m) erfolgte eine Transektkartierung mit einem Pürckhauer Bohrstock bis in 1 m Bodentiefe. Weiterhin wurden Mischproben aus den obersten Horizonten (0-10 cm und 10-25 cm) entnommen. An diesen Mischproben wurden die Parameter Humusgehalt, pH-Wert, an ausgewählten Proben zusätzlich die Gesamtgehalte mit dem Königswasseraufschluss nach DIN ISO 11466 (1995) der Elemente Zink, Kupfer, Cadmium und Blei bestimmt.

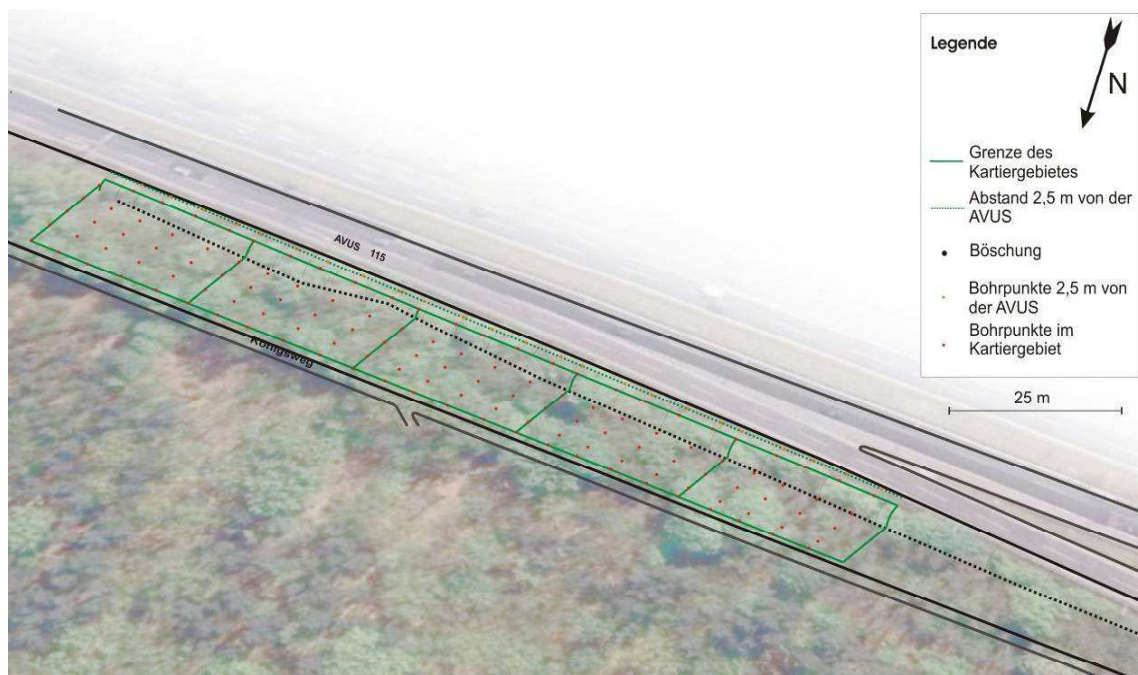


Abb. 3: Karte des Kartiergebietes (Grundlage: googleearth; Quelle: Al-ameri & Kim 2007)

3.1.3 Auswahl des Autobahnreferenzbodens (ARB)

Für die Ausführung der Vorversuche der Projektphasen I und II war es notwendig, größere Mengen von Bodenmaterial von einem Standort mit Autobahneinfluss zu entnehmen. Im Folgenden wird dieses Bodenmaterial immer als Autobahnreferenzboden (ARB) bezeichnet.

Anforderungen an den Autobahnreferenzboden:

- hohe Schwermetallbelastung
- niedrige pH-Werte
- relativ homogen
- Möglichkeit der Entnahme großer Mengen

Um eine möglichst hoch belastete Probe, bzw. einen einheitlich belasteten Bereich für diese Entnahme auswählen zu können, wurde eine weitere Kartierung des Oberbodens an dem Autobahnabschnitt der BAB A115, nahe Ausfahrt Hüttenweg, durchgeführt. Dabei wurden Bodenproben in den Abständen 2,5, 5 und 7,5 m zur Fahrbahn entnommen und die Entnahmestellen markiert. An den Bodenproben wurden die Gesamtgehalte bestimmt und eine Extraktion mit Ammoniumnitratlösung für die Schwermetalle Cd, Cu, Zn und Pb durchgeführt. Erst nach der Auswertung der Untersuchungsergebnisse erfolgte die Auswahl der Entnahmestelle für den Autobahnreferenzboden anhand der Parameter niedriger pH-Wert sowie gleichmäßig hohe Konzentrationen der anorganischen Spurenelemente Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr.

3.1.4 Aufbau der Freilandmessstelle und Sickerwasserbeprobung

Nach der Auswertung der Belastungskartierung wurde auf dem Freilandstandort Avus BAB A115 (Koordinaten: 52°28'18.44" N; 13°14'22.27" E) ein Saugsondenfeld mit insgesamt 90 Saugsonden installiert. Dazu wurden insgesamt drei Entfernungen vom Straßenrand (2,5 m, 7,5 m, 10 m) ausgesucht und Saugsonden in drei verschiedenen Tiefen (10 cm, 30 cm und 50 cm) eingebaut (Abb.4). Die Auswahl der Entfernungen und Tiefen erfolgte über eine Vorbeprobung (siehe Kap. 3.1.2).

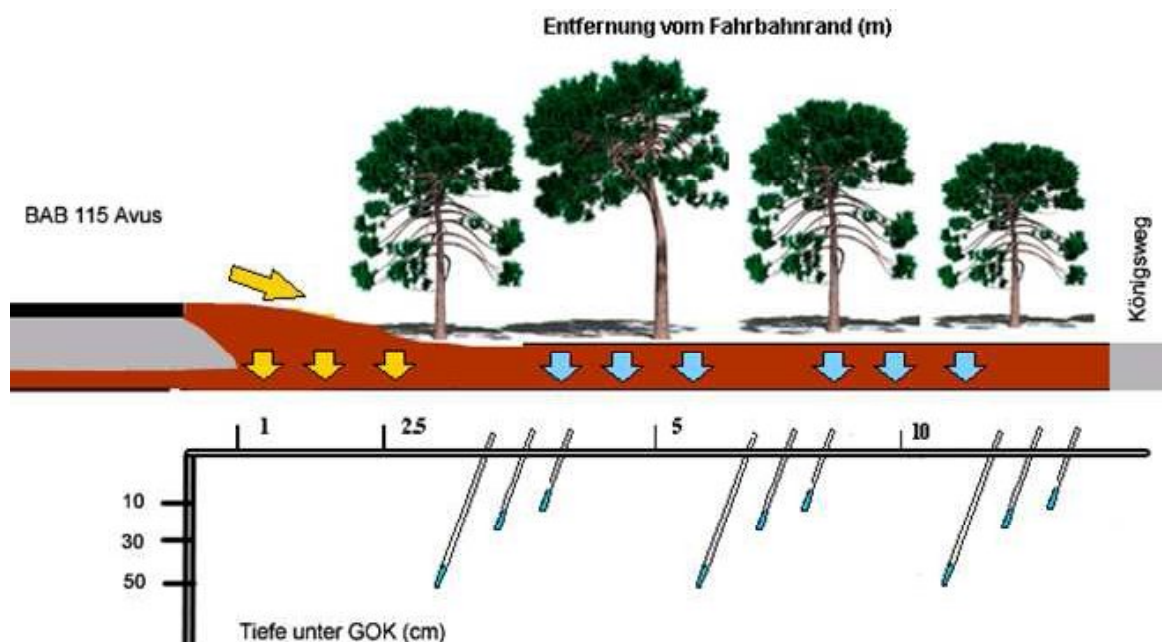


Abb. 4: Schematischer Aufbau der Messstelle

Die Wahl der Tiefenstufen der Saugsonden wurde so gewählt, dass die Kalkapplikation möglichst innerhalb des Beprobungszeitraumes von einem Jahr messbar war, auch wenn dadurch eine Austrocknung der obersten Saugsondentiefen im Sommer gegeben war.

Um eine bessere Vorstellung über mittlere und extreme Sickerwasserkonzentrationen zu bekommen, der am Standort vorliegenden, relativ heterogenen Bodenverhältnisse wurden innerhalb jedes Tiefenbereiches 5 Saugsondenparallelen eingesetzt, um eine bessere Vorstellung über mittlere und extreme Sickerwasserkonzentrationen zu bekommen.

Funktionsweise und Beschreibung der Saugsonden

Die Funktionsweise von Saugsonden beruht auf der Kapillarität von porösen Feststoffen. Die Poren des Saugsondenkopfes können Wasser aufnehmen und sind bei ausreichender Bodenfeuchte normalerweise stetig mit Wassergefüllt (DVWK, 1990). Legt man an der sich im Boden befindlichen Saugsonde einen Unterdruck an, wird Sicker- und Haftwasser durch die Poren ins Innere der Sonde gezogen (Abb.5).

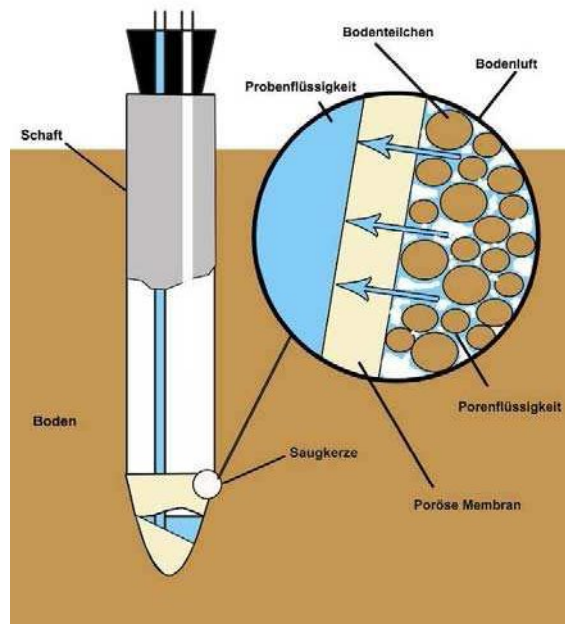


Abb. 5: Funktionsweise einer Saugkerze im Boden

Die verwendeten Saugsonden bestehen aus Keramiksaugköpfen aus Al_2O_3 (Aluminiumoxid-Sinter, Typ SKA 100 FF, Firma Haldenwanger) mit den Außenmaßen von 60 mm x 24 mm. Der Innerdurchmesser beträgt 19 mm. Die Saugsonden haben einen mittleren Porendurchmesser von $0,45 \mu m$ und eine offene Porosität von 40 bis 45 %. Der Saugsondenschaft besteht aus einem Plexiglasrohr, in das der Keramikkopf mit einem kleinen Zwischenstück eingeklebt wird.

Der Schaft ist nach oben mit einem Silikonstopfen verschlossen. Der Silikonstopfen ist zweifach durchbohrt. Durch das eine Loch verläuft ein PE Schlauch, der bis zum Grund des Keramikkopfes reicht. Über diesen Schlauch wird das Porenwasser gewonnen. In der anderen Durchbohrung befindet sich ein Glashahn über den der Druck angelegt und abgelassen wird.

Reinigung und Konditionierung der Saugsonden

Bevor ein Zusammenbau der Saugsonden erfolgte, wurden alle Keramikköpfe und Schäfte der Sonden sowie alle Schläuche und Gummistopfen 24 h in 0.1 M HNO_3 eingelegt. An die Saugsonden wurde zusätzlich ein Unterdruck von -0,5 Bar angelegt. Nach der Säurespülung wurden alle Geräte mit bidestilliertem Wasser nachgespült (LUA Brandenburg 2004). Der Reinigung und erneutem Zusammenbau schloss sich eine Vorkonditionierung im Labor an, um starken Sorptionserscheinungen an und in den Keramikköpfen vorzubeugen. Dabei soll eine Lösung verwendet werden, die den Stoffkonzentrationen am späteren Standort entspricht (vgl. DVWK 1990).

Hierzu wurden alle Saugsondenköpfe im Labor in das vorher entnommene und mit destilliertem Wasser aufgesättigte Referenzmaterial der Avus BAB A115 gestellt. Die Vorkonditionierung der Sondenkeramiken wurde der Tiefe angepasst. So wurden die Saugsonden mit der späteren Einbautiefe von 10 cm in dem höher belasteten Referenzmaterial, die Saugsonden mit der späteren Einbautiefe von 30 – 50 cm in dem weniger belasteten Referenzmaterial vorkonditioniert. Zur Prüfung der Dichtigkeit wurde zuerst ein Druck von -0,6 Bar, später ein Unterdruck von -0,5 Bar angelegt und das in die Keramikköpfe eintretende Bodenwasser abgesaugt. Nach mehrfacher Wiederholung wurde die Lösung darin stehen gelassen. Anschließend wurden alle Sondenschäfte erneut mit bidestilliertem Wasser gespült und transportfertig verpackt. Der Einbau der Sonden erfolgte ein Tag später.

Einbau der Saugsonden

Um das Eindringen von Oberflächenwasser entlang des Saugsondenschafts zu verhindern, wurden die Saugsonden schräg eingebaut. Dazu wurde ein Loch mit einem Pürckhauer Bohrer in einem Winkel von 30° zur Vertikalen bis in die geplante Tiefe vorgebohrt.

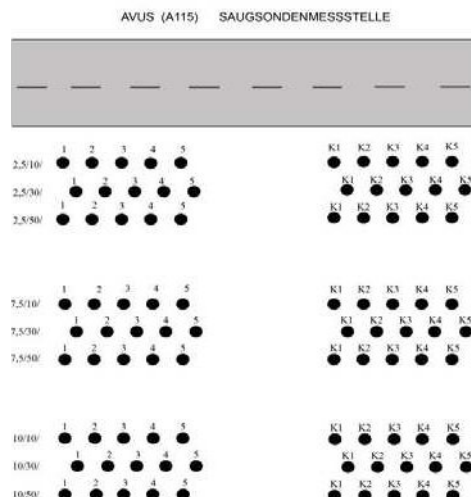


Abb. 6: Blick auf die eingebaute Saugsondenreihe in 2,5 m Entfernung vom Straßenrand (Linke Seite) und vereinfachte Draufsicht auf die Messstelle. Linker Block = Referenzfläche/ $\text{Ca}(\text{OH})_2$; Rechter Block = CaCO_3 mit den jeweiligen Sondenbezeichnungen (Rechte Seite)

Danach wurde die Saugsonde vorsichtig in das Bohrloch eingeschoben, wobei darauf geachtet wurde, dass es zu keiner Verschleppung des Bodenmaterials von oben nach unten kam. Zusätzlich wurden die Saugsondenschäfte oberhalb des Bohrloches mit einer Dichtungsmanschette aus Gummi versehen, welche die Aufgabe hat, einen Wasserfluss entlang des Kerzenschaftes zu verhindern (vgl. DIN V 19715, 2005). Die gewonnenen Sickerwasserproben der ersten sieben Beprobungstermine am Standort wurden verworfen, so dass eine weitere Konditionierung in den jeweiligen Entfernung- und Tiefenbereichen am Standort erfolgte.

Einbringung von zusätzlichen Saugsonden

Im Februar 2007 erfolgte eine zusätzliche Kalkaufbringung von Ca(OH)_2 auf einem Teil der ursprünglichen Referenzfläche, da angenommen wurde, dass die Wirkungen des ausgebrachten CaCO_3 innerhalb der Projektlaufzeit nicht messbar würden. Dadurch fielen insgesamt jeweils drei Saugkerzenparallelen in drei Abständen und drei Tiefen weg. Deshalb wurden zusätzlich zu den bereits vorhandenen Saugkerzen neue Saugkerzen eingebaut.

Bei diesen Saugkerzen handelte es sich um Kunststoff- Saugkerzen der Firma EcoTech mit einem Durchmesser von 20 mm aus Nylon mit Polyamid-Membranfilter. Da diese Saugsonden erst im Frühjahr 2007 eingebaut werden konnten und die Konditionierung am Standort zusätzliche Zeit (4 Beprobungstermine) erforderte, war ein Vergleich mit den Keramiksaugsonden nur bedingt möglich.

Beprobungsintervalle am Standort

Das Anlegen des Unterdrucks und die Gewinnung von Bodenlösung erfolgten innerhalb der ersten Wochen nach Einbau in einem Abstand von etwa 7 Tagen, um eine weitere Konditionierung vor Ort zu gewährleisten. Dabei wurden die ersten 7 Beprobungstermine komplett verworfen. Alle anschließenden Beprobungsintervalle richteten sich vor allem nach den letzten Niederschlagsereignissen. Die Wahl des Unterdrucks nach den letzten Bodenlösungsmengen. Nach den Wintermonaten 2006/2007 fielen einige Saugsonden aus, manche Saugsonden lieferten nur wenig oder gar keine Bodenlösung. Dadurch kam es zu weniger Wiederholungen in einigen Abständen und Tiefen. Im September und im November 2007 wurde auf Messfläche ein Schaden durch nahrungssuchende Wildschweine verursacht. Dabei wurden einige Saugsonden unter- oder ausgegraben bzw. Teile der Fläche aufgewühlt. Bei den Beprobungsterminen ab September konnten dadurch ebenfalls weniger Sickerwasserparallelen gewonnen werden.

Kalkausbringung auf der Messfläche

Calciumcarbonat

Auf der Messfläche erfolgte am 13.12.2006 die Ausbringung von CaCO_3 (Kalksteingrieß der Mahlfeinheit 0,1 - 0,3 mm). Vor der Ausbringung wurden die aufliegenden Blätter auf beiden Messfeldern entfernt, um bestmögliche Bedingungen für die Verteilung des Kalkes zu schaffen.

Um eine gleichmäßige Ausbringung zu gewährleisten, wurde die Messstelle vorher in Quadratmeterblöcke eingeteilt und mit Schnur abgespannt. Danach erfolgte die Ausbringung quadratmeterweise per Hand (Abb.7). Die Menge des ausgebrachten Calciumcarbonates (CaCO_3) richtete sich dabei nach der vorherigen Bestimmung des Kalkbedarfes nach SCHACHTSCHABEL für einen Ziel pH-Wert um pH 7.0 für die jeweiligen Abstände zum Fahrbahnrand. Alle ermittelten Mengen der Kalkbedarfsermittlung wurden um 30 Prozent erhöht. Diese Empfehlung sprechen Vetter und Fruchtenicht (1972) nach einer Überprüfung der Kalkbedarfsermittlung nach SCHACHTSCHABEL (1951) anhand von Feldversuchsergebnissen zur Erreichung der angestrebten pH-Werte aus.

Ausgebrachte Kalkmengen nach Kalkbedarfsermittlung nach SCHACHTSCHABEL

Abstand	1,5 – 3,5 m = 5,5 t/ha ⁻¹	3,5 – 6,5 m = 2 t/ha ⁻¹
	6,5 - 8,5 m = 6,5 t/ha ⁻¹	8,5 - 11 m = 13 t/ha ⁻¹



Abb. 7: Ausbringung von CaCO_3 auf der Freilandmessstelle in Form von Kalksteingrieß

Kalkhydrat

Im Februar 2007 wurde auf einem Teil der Referenzmessfläche eine zweite Kalkung mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ durchgeführt. Auf einem Teil der Referenzfläche wurden 10 l einer 10%-tigen Kalkmilch $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pro m^2 aufgebracht. Die Menge der aufgetragenen Kalkmilch entsprach in etwa einer Menge von 13,5 t CaCO_3 pro m^2 . Die Ausbringung erfolgte mit Gieskannen auf vorher abgesteckte Quadratmeterblöcke (Abb. 8).



Abb. 8: Ausbringung der Kalkmilch auf der Freilandmessstelle

3.1.5 Vorbehandlung der Probengefäße, Transport und Lagerung

Alle Probengefäße wurden vor ihrer Benutzung immer mit 0,01 M HNO_3 Lösung vorgespült und dreifach mit bidestiliertem Wasser nachgespült, um Verschleppungen von Schwermetallen zu verhindern. Nach der Entnahme der Sickerwasserproben erfolgte direkt die Bestimmung des pH-Wertes, danach wurden die Proben mit 5 M HNO_3 Lösung angesäuert und auf einen pH-Wert unter 2 eingestellt. Bis zum Transport in das Labor wurden die Proben bei 4°C im Kühlschrank aufbewahrt.

3.1.6 Aufkalkungsversuch am Referenzstandort Grunewald

Innerhalb des Forschungsprojektes EU Level II „Men and Biosphäre Programm“, Dauerbeobachtungsstandort der Waldschadensforschung der Technischen Universität Berlin wurde 1986 innerhalb eines Düngungsexperimentes etwa 600 g/m^2 eines Calcium Magnesium Carbonates in Form von Düngungspellets aufgebracht. Seit 1986 wurden regelmäßige Bodeninventuren durchgeführt, welche auch die pH-Wert Messung an festgelegten Punkten beinhaltet.

Im Rahmen des Projektes wurde zusätzlich zu den Projektphasen eine Tiefenbeprobung zur Ermittlung der Verlagerungsgeschwindigkeit und der langfristigen Effekte von Kalk im Boden durchgeführt. Diese erfolgte mit dem Pürckhauer Bohrer an insgesamt 12 Probepunkten, die im Rahmen einer Diplomkartierung (Langer und Sarnes 1996) aufgenommen und verortet wurden. An den 12 Punkten wurden Bodenproben bis zu einer Tiefe von 50 cm entnommen. Die Proben wurden getrocknet und der pH-Wert in zweifacher Wiederholung bestimmt. Für die Auswertung des Aufkalkungsversuches wurden die pH-Werte der Bodeninventuren des Forschungsprojektes „Monitoring Programm Naturhaushalt, Dauerbeobachtung Waldökosysteme“ der Technischen Universität Berlin aufbereitet und mit den neu gemessenen Werten verglichen.

3.2 Labormethoden

3.2.1 Bodensättigungsextrakte (BBodSchV)

Die Gewinnung des Bodensättigungsextraktes erfolgte in Anlehnung an die im Anhang 1, 3.1.2 der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung beschriebene Methode (BBodSchV 1999). Elutions- und Extraktionsverfahren können angewendet werden, um Schadstoffkonzentrationen im Bodensickerwasser von Bodensubstraten oder am Ort der Bodenprobennahme abzuschätzen.

Entsprechend den Ausführungen des Anhang 1, Nr. 3.1.2 BBodSchV können die durch den Bodensättigungsextrakt ermittelten Stoffkonzentrationen mit den im Sickerwasser am Ort ermittelten Stoffkonzentrationen ansatzweise gleichgesetzt werden (BBodSchV, 1999).

Vorbereitung – Zugabe einer definierten Wassermenge, Homogenisierung, Fließgrenze

Der lufttrockenen Bodenprobe wurde in einem PE Gefäß langsam so viel Wasser zugegeben, bis sie vollständig durchfeuchtet war. In Anhang 1, 3.1.2 der BBodSchV heißt es dazu, dass die Vorbefeuchtung etwa der Feldkapazität des Bodens entsprechen sollte. Da sich die Feldkapazität schwer abschätzen lässt, wurde sie im vorhinein im Labor bestimmt.

Nach der Zugabe der ermittelten Wassermenge, erfolgte die Mischung, Homogenisierung und Aufteilung der gesamten Probemenge. Nach der Aufteilung der Proben auf einzelne Gefäße erfolgte die zweite Wasserzugabe bis zum Erreichen der so genannten Fließgrenze. Auch dieser Schritt wurde vorher getestet, um eine genau definierte Wasserzugabe zu erhalten. Nach der Vermischung der Probe wurde diese unter Verdunstungsschutz 24 h und 21 Tage bei 5 °C zur Gleichgewichtseinstellung im Kühlschrank aufbewahrt.

Bestimmung des Kalkbedarfs

Die Bestimmung des Kalkbedarfes des Autobahnreferenzbodens (ARB) des Ah Horizontes (0-10 cm) und A(h)e – Bv Horizontes (10-20 cm) erfolgte nach der Methode nach SCHACHTSCHABEL in Anlehnung an DIN 19684 Teil 1.

Prinzip: Die Bemessung der Kalkmengen als Zugabe für die Bodensättigungsextrakte erfolgte anhand der Messung des pH-Wertes des Referenzbodens in einer $\text{Ca}(\text{OAc})_2$ -Suspension und des pH-Wertes einer CaCl_2 -Suspension. Nach Ermittlung wurde der CaO - Bedarf in dt/ha für eine Kalkung auf pH 7.0 aus der nachfolgenden Tabelle abgeleitet.

Tab. 2: Bestimmung des Kalkbedarfs von Oberböden nach SCHACHTSCHABEL (aus SCHALLER 1993, verändert)

potentielle Acidität Acetat-pH	H-Wert mval/100g	Kalkung mit dt/ha CaO bei																								
		pH-Ziel 7					pH-Ziel = 6,5					pH-Ziel = 6,0					pH-Ziel = 5,5					pH-Ziel = 5,0				
		pH des Bodens					pH des Bodens					pH des Bodens					pH des Bodens									
6,9	0,7	6	2	4	4	4	4	5	5	1	2	2	3	4	5	2	3	3	3	3	1	1	2	2	3	
6,8	1,4	12	5	6	8	9	9	9	3	4	5	7	8	8	2	3	5	5	6	2	2	4	5	6	6	
6,7	2,0	17	6	9	11	12	13	13	4	6	7	10	11	11	3	4	6	7	9	2	3	5	7	8	8	
6,6	2,7	23	9	12	15	17	18	18	5	8	9	13	14	14	4	6	9	10	12	3	5	7	9	11	11	
6,5	3,5	29	11	15	19	21	23	23	7	10	12	16	18	18	5	7	11	12	15	4	6	9	12	14	14	
6,4	4,3	36	14	18	23	26	28	28	8	12	15	20	23	23	6	9	14	15	18	5	7	11	15	17	17	
6,3	5,4	45	17	23	29	32	35	35	10	15	19	25	28	28	8	11	17	19	23	6	9	13	19	21	21	
6,2	6,5	55	21	28	35	40	43	43	13	18	22	31	35	35	9	14	21	23	28	7	11	16	23	26	26	
6,1	8,3	70	26	35	45	51	55	55	16	23	29	40	44	44	12	18	26	30	35	9	14	21	29	33	33	
6,0	11,0	90	34	45	58	65	70	70	21	30	37	51	57	57	15	23	34	38	45	12	18	27	37	43	43	
5,9	14,0	120	45	60	77	87	94	94	27	39	49	67	74	74	20	30	44	50	59	15	24	35	49	56	56	
5,8	23	190	71	95	122	137	149	149	44	63	78	107	120	120	32	48	71	81	95	25	38	57	78	90	90	

Die ermittelten Kalkzugaben wurden an den Autobahnreferenzböden Ah (0-10 cm) von 5,5 t/ha⁻¹ und A(h)e– B(h)v von 2,9 t/ha⁻¹ CaO (10-20 cm) überprüft. Dabei wurde das pH-Wert Ziel von pH 7.0 nahezu bei allen Testmessungen erreicht (siehe Tab. 3). Bei der äquivalenten Mengenzugabe von Ca(OH)₂ kam es zu einer Überschreitung des Ziel-pH Wertes um etwa eine pH-Wert Einheit.

Tab. 3: Ergebnisse der verschiedenen Kalkzugaben der Testmessungen an den Referenzböden

Horizont	Kalkzugabe	pH CaCl ₂ (n=6)	pH nach Zugabe 24 h (n=6)
Ah	CaCO ₃	5,0	6,8
A(h)e– Bhv	CaCO ₃	4,9	7,1
Ah	70 % CaCO ₃ und 30 % Ca(OH) ₂	5,0	6,7
Ah	Ca(OH) ₂	5,0	8,0

Zugabe des Kalkes

Die Zugabe des Kalkes erfolgte nach Einstellung der Proben auf Feldkapazität. Die Mengenzugabe erfolgte anhand der Berechnungen des Kalkbedarfes nach SCHACHTSCHABEL in Anlehnung an DIN 19684 (siehe Tab. 2). Der zugegebene Kalk wurde unter Wasserzugabe (Wasserzugabe Fließgrenze) in die Proben eingemischt.

Gewinnung der Bodenlösung

Zur Gewinnung der Gleichgewichtsbodenlösung und zur Abtrennung suspendierter Partikel erfolgte eine Membranfiltration mit Vakuum-Filtrations-Einheiten der Firma Sartorius über einen Cellulose Nitrat Filter mit der Porenweite 0,45 µm. Die Bodenlösung wurde direkt in PE- Weithalsflaschen filtriert und danach mit 5 M HNO₃ angesäuert.

3.2.2 Elution mit Wasser (DIN 38414 – 4)

Die Bestimmung der wasserlöslichen Fraktionen der Schwermetalle ausgewählter Zentimeterabschnitte der Säulenproben wurde nach DIN 38414-4 („Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser“) durchgeführt. Die angegebene Probenmenge wurde aufgrund der geringen Probenmengen der Zentimeterabschnitte auf 5 g Boden verringert. Das Boden-Wasser Verhältnis von 1:10 wurde nicht verändert. Die Proben wurden 24 h geschüttelt und über einen Membranfilter mit einer Porengröße von $0,45 \mu\text{m}$ gefiltert. Im Anschluss erfolgte die Messung des pH-Wertes. Die Proben wurden angesäuert und bis zur Analyse kühl gelagert.

3.2.3 Bodensäulen

Für die Bodensäulenversuche wurden sechs frei drainierende Plexiglassäulen mit einer Höhe von 30 cm und einem Durchmesser von 8 cm konstruiert (Abb.9). Jede Säule wurde mit einem Beregnungskopf aus Injektionsnadeln ausgestattet, um eine gleichmäßige Beregnung zu gewährleisten. Nach sorgfältiger Reinigung wurden die Säulen mit dem vorbefeuchteten und homogenisierten Referenzmaterial (0-10 cm Ah; Trockenrohddichte $\text{TRD} = 1,1 \text{ g/cm}^3$; 10-20 cm Bhv; $\text{TRD} = 1,4 \text{ g/cm}^3$) befüllt und die im Feld vorherrschende TRD für den jeweiligen Horizont durch eine gleichmäßige Verpressung eingestellt.



Abb. 9: Aufbau der Säulenversuche

Beregnung der Säulen

Die Beregnung der Säulen erfolgte über eine Schlauchpumpe mit Hilfe einer digitalen Zeitschaltuhr. Über die Gesamtbewässerungszeit von 15 Stunden je Bewässerungsgabe, wurde innerhalb einer Stunde alle sechs Minuten eine Menge von 0,66 ml beaufschlagt. Dies entspricht einer Flussrate von 6,66 ml/h, welche die Mindestfördermenge der Schlauchpumpe entspricht.

Eine erneute Bewässerung folgte ca. 48 Stunden nach der vorherigen Bewässerung, um das Einstellen von Gleichgewichtsbedingungen zwischen Bodenmatrix und Bodenlösung zu gewährleisten.

Insgesamt wurden alle Säulen mit einer Regenwassermenge von 230 l/m² beregnet. Diese Menge wurde über die Berechnung der klimatischen Wasserbilanz (KWB = Nd - Epot - siehe Kap. 3.5) am Standort kalkuliert und sollte ungefähr die zu erwartenden Sickerwassermenge von drei Jahren widerspiegeln.

Zusammensetzung des Beregnungswassers

Zur Nachbildung der Zusammensetzung des Niederschlagswassers wurden Niederschlagsanalysen verschiedener Standorte und Jahre im Land Brandenburg des LUA Brandenburg ausgewertet und in mittlere Konzentrationen umgerechnet. Weitere Informationen finden sich in der Diplomarbeit von Pagel, 2006. Tab. 4 zeigt die Konzentrationen der eingewogenen Salze und der Ionen im Beregnungswasser.

Tab. 4: Konzentrationen der Salze und der einzelnen Ionen des Beregnungswassers (Pagel 2006).

Salz	Konzentration [$\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$]
<i>Ammoniumnitrat (NH_4NO_3)</i>	50,9
<i>Ammoniumsulfat($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$)</i>	9,25
<i>Calciumchlorid-Dihydrat ($\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$)</i>	10,5
<i>Kaliumdisulfat($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_7$)</i>	1,5
<i>Magnesiumsulfat-Heptahydrat($\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$)</i>	3,99
<i>Natriumsulfat(Na_2SO_4)</i>	12,1
Ion	
<i>Ammonium (NH_4^+)</i>	69,4
<i>Natrium (Na^+)</i>	24,1
<i>Calcium(Ca^{2+})</i>	10,5
<i>Magnesium(Mg^{2+})</i>	3,99
<i>Kalium(K^+)</i>	3,01
<i>Chlorid(Cl^-)</i>	20,9
<i>Sulfat(SO_4^{2-})</i>	28,3
<i>Nitrat(NO_3^-)</i>	50,9

3.2.4 Entnahme der Eluate

Die erste Probennahme soll nach DIN V 19736 erst dann erfolgen, wenn sich die Trübung des Sickerwassers normalisiert hat, die auf eine Störung des Korngefüges bei der Probennahme bzw. beim Probeneinbau in gestörter Lagerung zurückzuführen ist. Da die Trübung innerhalb des Laufzeitraumes noch nicht auf das Maß der „natürlichen Trübung des Bodensickerwassers“ abgeklungen war, wurde mit der Entnahme der Eluate für die Schwermetallanalysen nach dem Austausch von etwa 2 Porenvolumen begonnen (siehe LUA NRW 2000).

3.2.5 Beprobung des Säulensubstrates

Nach Abschluss des Säulenversuchs erfolgte eine schichtweise Entnahme (Zentimeter-schritte) bei allen Säulen des Versuchsaufbaus (Abb. 10). Danach wurden die Proben getrocknet und für die S4 Elution vorbereitet (siehe Elutions- und Extraktionsverfahren).

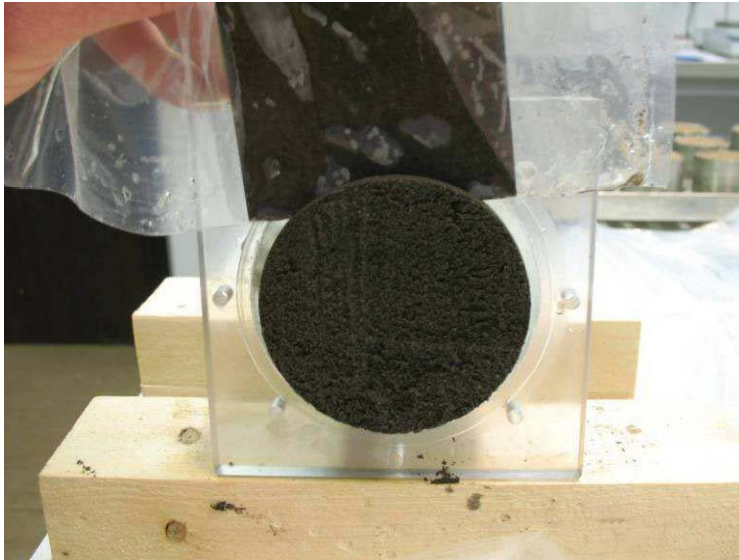


Abb. 10: Entnahme des Säulenmaterials in Zentimeterabschnitten

3.2.6 Auswahl der Kalke

Zur Bestimmung des Pufferverhaltens unterschiedlicher Kalke wurden neben den Bodensättigungsextrakten Perkulationsversuche durchgeführt. Dazu wurden in Anlehnung an die pH-Wert-Bestimmung in Böden 50 g getrockneter Boden in 250 ml deionisiertem Wasser 1 Minute lang suspendiert und anschließend über einen Weißbandfilter abfiltriert. Im Filtrat wurde die Säurekapazität ($K_{S4,3}$) bestimmt. Das Ergebnis ist in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 4a: Perkulationsversuche

Kalkmenge	pH-Wert (Filtrat)	$K_{S4,3}$ (mmol/kg Boden)
Ohne Zusatz	5,6	0,3
Kalksteinmehl 11 g/kg Boden	5,9	2,9
Weißfeinkalk ($t_{60} = 2$ min) 4 g/kg Boden	10,4	5,5
Weißfeinkalk ($t_{60} = 11$ min) 4 g/kg Boden	9,9	3,0
Branntkalk gekörnt 4 g/kg Boden	9,1	1,5

Anhand von Tab. 4a lässt sich erkennen, dass mit Kalksteinmehl nur eine geringe pH-Werterhöhung erzielt werden kann.

Allerdings konnte die Säurekapazität des Bodens deutlich verbessert werden. Bei den Weißfeinkalken führen unterschiedliche Reaktivitäten (t_{60}) auch zu unterschiedlichen Ergebnissen. Kalke mit hohen Reaktivitäten ergeben hohe pH-Werte und Säurekapazitäten. Bei weniger fein aufgemahlene Produkten ergeben sich dementsprechend geringere pH-Werte und Säurekapazitäten.

Zusammen mit den Ergebnissen aus den Bodensättigungsextrakten (Kap. 4.4) wurden daraufhin für die Säulen- und Geländeversuche zwei Kalksorten eingesetzt, nämlich Calciumcarbonat mit einer Körnung von <0.5 mm und 10%-ige Kalkmilch. Dabei wurde die Kalkmenge so berechnet, dass sie einer in der Landwirtschaft üblichen Menge zur Erhaltungskalkung auf einen pH-Wert 7 – 8 entspricht (s. DLG-Merkblatt zur Kalkdüngung). Der Grund für den Einsatz der unterschiedlichen Kalksorten lag darin begründet, dass einerseits versucht werden sollte unter moderaten pH-Wert-Erhöhungen mit Calciumcarbonat eine möglichst schnelle Erhöhung der Säurekapazität zu erreichen und um andererseits über die Kalkmilchzugabe und eine hohe pH-Wert-Anhebung eine schnellere Durchdringung des Bodens zu erzielen.

3.3 Sorptionsisothermen

3.3.1 Allgemeine Grundlagen

Zur Einschätzung, wie gut Stoffe von einem Feststoff zurückgehalten werden, können *Adsorptionsisothermen* (oft auch als *Sorptionsisotherme bezeichnet*) dienen. Sie beschreiben das sich einstellende Gleichgewicht zwischen der Konzentration eines Stoffes in einer Lösung die in Kontakt mit einem Feststoff steht und der am Feststoff sorbierten Konzentration dieses Stoffes. Adsorptionsisothermen werden oft für empirische Modelle genutzt um Prognosen für eine Verlagerung von Stoffen zu erstellen. Sie werden aus Messdaten über Regressionsanalysen gewonnen.

Lineare Sorption

Bei der Isothermengleichung nach Henry wird ein linearer Zusammenhang zwischen Beladung des Sorbents und Gleichgewichtskonzentration der Lösung angenommen. Die sorbierte Menge eines Stoffes pro Einheit verhält sich direkt proportional zur Gleichgewichtskonzentration der Lösung (C) und ist vom linearen Koeffizienten (k_H) abhängig. Der Koeffizient wird auch Henry-Koeffizient genannt (Sposito 1998).

Es gilt:

$$q = k_H \cdot c \quad (3.1)$$

mit

q Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)

k_H linearer Koeffizient

c Konzentration des Sorbats in Lösung

Um eine quantitative Beziehung zwischen Sorbent und Sorbat zu beschreiben, werden häufig die Gleichungen nach Freundlich und Langmuir verwendet. Im Gegensatz zu der Isothermengleichung nach Henry, tragen diese der Tatsache Rechnung, dass die sorbierte Menge mit steigender Konzentration des Sorbats in der Gleichgewichtslösung nur unterproportional zunimmt. Dieses lässt sich durch die Absättigung der Oberfläche erklären, welche eine weitere Sorption verringert (Sposito 1998, Scheffer/Schachtschabel 2002).

Freundlich Isotherme

Die Freundlich Isotherme basiert auf einem empirischen Zusammenhang, der eine exponentielle Abhängigkeit der Oberflächenbeladung von der Gleichgewichtskonzentration der Lösung beschreibt.

Es gilt:

$$q = k_F \cdot c^{1/n} \quad (3.2)$$

mit

q Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)

k_F Freundlich-Verteilungskoeffizient (l/g)

c Konzentration des Sorbats in Lösung

n Konstante

Durch lineare Regression können die beiden Parameter k und n bestimmt werden. Die Abb.11 zeigt eine schematische Darstellung der linearen Sorption und der Anpassung der Isotherme nach Freundlich.

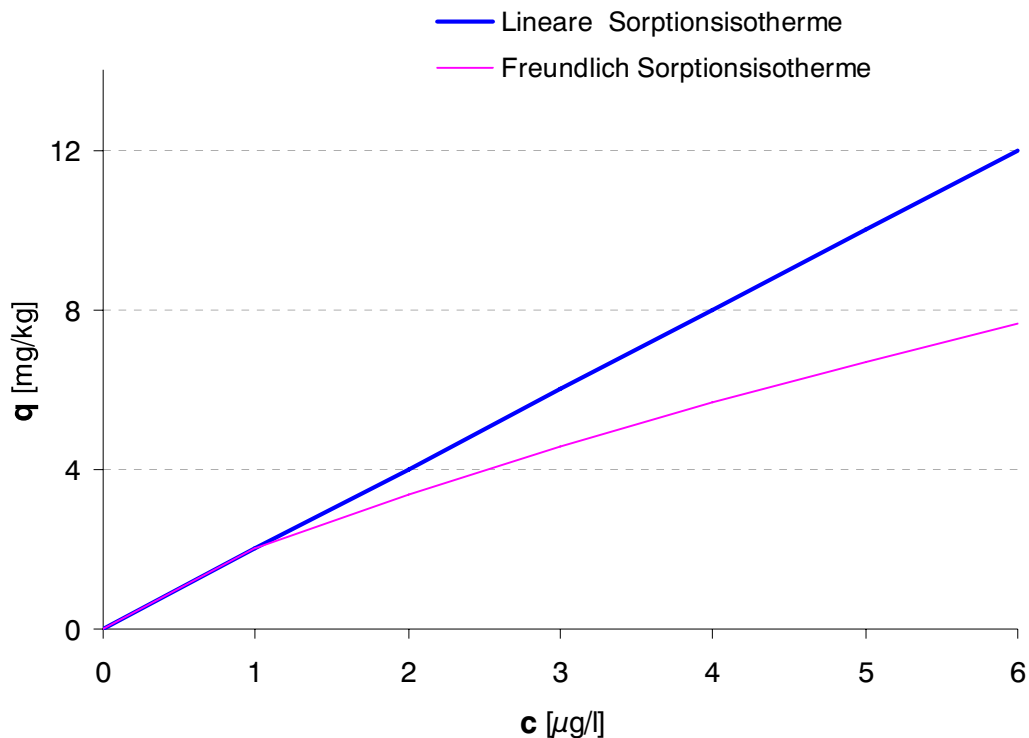


Abb. 11: Schematische Darstellung der linearen Sorption und der Anpassung der Isotherme nach Freundlich

3.3.2 Erstellung von Adsorptionsisothermen

Für den Autobahnreferenzboden wurden zusätzlich zu den Bodensättigungsextrakten und den Säulenversuchen Adsorptionsisotherme erstellt. Um eine Vergleichbarkeit mit den durchgeführten Bodensättigungsextrakten zu gewährleisten, wurde derselbe Referenzboden verwendet.

Zur Erstellung der Adsorptionsisothermen wurden Bodensättigungsextrakte nach BBodSchV (siehe Kap. 3.2.2) hergestellt, denen verschiedene Mengen an Schwermetallen der Elemente Cd, Cu, Zn, Pb zugegeben wurden. Die Kalkzugabe erfolgte entsprechend der Kalkbedarfsermittlung bei den durchgeführten BSE-Versuchen, nur das anstatt von pulverförmigem $\text{Ca}(\text{OH})_2$, die entsprechende Menge flüssiger Kalkmilch (10 %) zugegeben wurde.

Die Zusammensetzung der einzelnen Schwermetalle innerhalb der Konzentrationsstufen wurde über das Verhältnis der Desorption der Bodensättigungsextrakte ungekalkt/gekalkt bestimmt. Danach wurden alle Zugabestufen relativ zur Bleizugabe berechnet. In 0,01 molarer Calciumchloridlösung wurden die Nitrate der Schwermetalle Cd, Zn, Cu, Pb in den jeweilig berechneten Konzentrationsstufen als gelöstes Gemisch den Bodenproben zugegeben.

Tab. 5: Konzentrationsstufen der Adsorptionsisotherme in mg/l

Avus Ah CaCO₃ / Avus Ah Ca(OH)₂

Element	Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5	Stufe 6
Pb	0	5.0	25.0	125	250	400
Cu	0	0.4	15	150	300	600
Zn	0	4	30	200	400	800
Cd	0	0.3	0.6	3	6	60

Avus Ah ungekalkt

Element	Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4
Pb	0	25	125	250
Cu	0	15	150	300
Zn	0	30	200	400
Cd	0	0.3	3	6

Referenz Grunewald ungekalkt

Element	Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4
Pb	0	50	200	400
Cu	0	30	300	600
Zn	0	70	350	700
Cd	0	1	7	14

3.3.3 Bestimmung der sorbierten Gehalte und Berücksichtigung der Hintergrundbelastung

Bei den Sorptionsversuchen wurde nur die Konzentration der Bodenlösung gemessen. Unter der Berücksichtigung der zu Versuchsbeginn zugegebenen Menge an Schwermetallen und der sich im Gleichgewicht in der Lösung befindlichen Menge, wurde der von dem Boden sorbierte Anteil abgeleitet. Bei der Anwendung dieser Methode muss die Schwermetall-Hintergrundkonzentration der Probe einberechnet werden, da sonst die Sorptionsfähigkeit des Bodens unterschätzt werden würde. Die Korrektur erfolgte durch die Addition der königswasserextrahierbaren Schwermetallgehalte nach Springob und Böttcher (1998):

$$St_{(korr)} = (C_0 - C_t) * f (0.4 * KW_{SM}) \quad (3.3)$$

mit:

- St_(korr.) Festphasengehalt in mg/kg
- C₀ zugegebene Schwermetallmenge (µg/l)
- C_t Schwermetallkonzentration in der Bodenlösung (µg/l)
- f Umrechnungsfaktor Boden - Lösungsverhältnis
- KW_{SM} Königswasserextrahierbarer Schwermetallgehalt (mg/kg)

Nach der Korrektur wurden die Labordaten über die Funktion von Freundlich angepasst (siehe Kap. 4.3.1).

Bei der Modellierung wurden zum Vergleich sowohl die korrigierten als auch die unkorrigierten Daten verwendet. Desweiteren wurden Retardationsfaktoren beider Datensatz berechnet. Über die Simulationszeiträume der Modellierung konnten kaum Unterschiede zwischen den korrigierten und unkorrigierten Daten festgestellt werden.

3.4 Analytik

3.4.1 Schwermetallkonzentrationen der Bodenproben

Nach der Entnahme der Bodenproben im Gelände erfolgte die Vorbehandlung für eine weitere chemische Analyse (Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Bodenuntersuchungen; DIN ISO 11464, 1994).

Zur Vermeidung erhöhter Variabilität wurden die Proben homogenisiert. Für die Königswasserextraktion wurden die Proben nach Trocknung auf 2 mm gesiebt und gemahlen ($<150 \mu\text{m}$), für die Extraktion mit Ammoniumnitratlösung wurde ungemahlener, auf 2 mm gesiebter Boden verwendet. An den Proben erfolgte die Extraktion der Schwermetalle (Extraktion in Königswasser löslicher Elemente nach DIN ISO 11466) sowie die Extraktion der mobilen Fraktion der Schwermetalle (Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung nach DIN ISO 19730). Die Analyse der anorganischen Schadstoffgehalte erfolgte in Anlehnung an die BBodSchV, 1999 (siehe Anhang 1, Messungen der Untersuchungsparameter mit dem Verfahren AAS nach E DIN ISO 11047 06.95).

3.4.2 Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser

Die Sickerwasserkonzentrationen der Elemente Pb, Cd, Ni, Cu, Cr wurden mit einem Graphitrohr AAS, die Konzentrationen von Zink mit einem ICP-OES (Inductively Coupled Plasma) bestimmt. Die Analyse wurde an den unfiltrierten, angesäuerten Sickerwasserproben durchgeführt.

3.4.3 Bestimmung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit

Die Bestimmung des pH-Wertes der Bodenproben erfolgte nach DIN 19684. Die Bestimmung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit der Sickerwasserproben der Freilandmessstelle und Proben der Säulenversuche erfolgte direkt nach der Probennahme im Labor. Vor der Messung wurden die Probemengen gewogen und notiert. Nach jeder Messung wurden die Elektroden der Messgräte mehrfach mit Milli-Q Reinstwasser gespült und mit einem Einmaltuch sorgfältig abgewischt. Erst dann erfolgte die Messung der nächsten Probe.

Für die Messung des pH-Wertes wurde das pH-Meter 761 der Firma Knick verwendet, die elektrische Leitfähigkeit mit dem Leitfähigkeitsgerät der Firma WTW InoLab bestimmt.

3.4.4 Trockenrohdichte (TRD)

Die Bestimmung der Trockenrohdichte erfolgte nach DIN 19683. Dabei wurde an sechs ungestörten Proben je Horizont die Trockenrohdichte in g/cm^3 durch Trocknung der Proben bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz ermittelt.

3.4.5 Kf - Wert (Durchlässigkeitsbeiwert)

Die Bestimmung des Kf-Werts erfolgte nach DIN 19683-9. Dazu wurden Stechzylinderproben im Gelände entnommen. Es erfolgte eine sechsfache Probenwiederholung.

3.4.6 pF- Charakteristik (Wasserspannung- Wassergehaltskurven)

Die Bestimmung der pF Charakteristik erfolgte an ungestörten und kapillar aufgesättigten Bodenproben eine stufenweise Entwässerung bei pF 1.0, 1.5, 1.8, 2.0 mit einer hängenden Wassersäule, bei pF 2.5, 3.0 und 4.2 im Drucktopf (DIN 19683-5).

3.4.7 Glühverlust

Zur Bestimmung des Glühverlustes wurden die Proben bei 105°C getrocknet und über sechs Stunden bei 550°C verascht (DIN 19684-3).

3.5 Berechnungen

3.5.1 Wasserhaushalt – Klimatische Wasserbilanz

Für die Modellierung der Wasserhaushaltsgrößen wurde die Klimatische Wasserbilanz und die reale Verdunstung berechnet. Über die klimatische Wasserbilanz kann die Grundwasserneubildung abgeschätzt werden.

Weist die Klimatische Wasserbilanz positive Werte auf, so kommt es zu einer Versickerung, bei negativen Werten verdunstet potentiell mehr Wasser, als mit den Niederschlägen nachgeliefert werden kann. Die KWB wurde für die Jahre 1996 -2006 für die Untersuchungsfläche berechnet.

Die klimatische Wasserbilanz (KWB) ergibt sich als Differenz von Niederschlag (N) und potentieller Verdunstung (ETp):

$$\text{KWB} = N - E_{\text{pot}} \quad (3.4)$$

Die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration (ETp) erfolgte nach Haude (1955):

$$ET_{pe} = f(e_s(T) - e)_{14} \quad (3.5)$$

mit

f = Haude Faktoren für die einzelnen Tage bzw. Monate in mm/hPa

$(e_s(T) - e)_{14}$ = Sättigungsdefizit der Luft mit Wasserdampf um 14:00 Uhr

Tab. 6: Monatliche Pflanzenfaktoren für die Verdunstungsberechnung (nach Löpmeier 1994)

Kultur	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
Gras	0,2	0,2	0,21	0,29	0,29	0,28	0,26	0,25	0,23	0,22	0,22	0,2
Fichte	0,08	0,04	0,14	0,35	0,39	0,34	0,31	0,25	0,2	0,13	0,07	0,05

Das Sättigungsdefizit errechnet sich aus der Temperatur- und Feuchtemessung der Luft um 14 Uhr MEZ, d.h. Berechnung der absoluten Feuchte a der Luft in g/m^3 aus dem Dampfdruck e in hPa.

$$e_s(T) = 6.11 \cdot e^{(17,62 \cdot T / 243,12 + T)} \quad (3.6)$$

und

$$e_s(T) - e = e_s(T) \cdot (1 - (U_{14}/100)) \quad (3.7)$$

mit

U_{14} = relative Luftfeuchte um 14:00 Uhr

Bei 7 mm/d liegt eine energetische Obergrenze im Anwendungsbereich der Formel (DVWK 1996).

3.5.2 Berechnung der realen Verdunstung einzelner Jahre

Für die Berechnung der Grundwasserneubildung eines Standortes wird die Bestimmung der realen Verdunstung benötigt. Die Bestimmung der realen Verdunstung von Einzeljahren in mm erfolgte nach dem DIN-Verfahren von Renger und Wessolek (1990). Die Berechnung der realen Evapotranspiration in mm als Summe von April bis März des Folgejahres erfolgte nach der Formel (DVWK 1990):

$$ETa = a \cdot P_{So} + b \cdot P_{Wi} + c \cdot \log W_{Pfl} + d \cdot ETp + e \quad (3.8)$$

mit

P_{Wi} Winterniederschläge in mm, Summe 01.10. bis 31.03. des Folgejahres

W_{Pfl} pflanzenverfügbare Wassermenge im Boden in mm: $W_{Pfl} = nFK$ (nutzbare Feldkapazität) + kapillarer Aufstieg

ETp potentielle Evapotranspiration nach Haude (Gras) in mm, Summe 01.04. bis 31.03. des Folgejahres

a, b, c Konstanten, abhängig von der Nutzung (Acker, Grünland, Wald)

3.6 Modellierung mit HYDRUS 2D

3.6.1 Allgemeine Beschreibung des Modells

Um Prognosen über die Verlagerung von Schwermetallen im Straßenrandbereich ohne und unter dem Einfluss einer Kalkung zu erstellen, wurde eine numerische Modellierung mit dem Programm HYDRUS 2D durchgeführt.

HYDRUS 2D ist ein Programm zur Simulation des Wasser- und Stofftransportes in ungesättigten und gesättigten porösen Medien. Es löst numerisch die Richards Gleichung für den gesättigten und ungesättigten Wasserfluss nach der Formel:

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} = -\nabla \cdot [K(\Psi) \nabla \Psi] + \frac{\partial K}{\partial z} \quad (3.9)$$

dabei beschreibt Θ den volumetrischen Wassergehalt [cm/cm], t die Zeit [d], z die vertikale Koordinate [cm], Ψ das Matrixpotential [cm/WS] und K die hydraulische Wasserleitfähigkeit [cm/d]. Zur Lösung dieser Gleichung benötigt man Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen dem volumetrischen Wassergehalt Θ , der Wasserspannung Ψ und der hydraulischen Wasserleitfähigkeit. Weiterhin müssen Eingangs- und Randbedingungen bekannt sein. Das Programm HYDRUS 2D generiert ein zweidimensionales Netz mit Knotenpunkten, die Lösungen der Knotenpunkte werden an alle Nachbarpunkte weitergegeben. Für die Berechnung des Transports gelöster Stoffe verwendet das Programm die Konvektions-Dispersions Gleichung:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho B}{\Theta} \frac{\partial C_s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D \frac{\partial C}{\partial z} \right] - \frac{q}{\Theta} \frac{\partial C}{\partial z} \quad (3.10)$$

dabei beschreibt C die Lösungskonzentration der flüssigen Phase [mg/l], C_s die Konzentration der Bodenfestphase [mg/kg], D den effektiven Dispersionskoeffizient [-] und q die spezifische Flussrate [cm/d]. In der Transportgleichung sind lineare und nichtlineare Gleichgewichtsreaktionen zwischen der flüssigen und der festen Phase integriert. Für die nichtlineare Adsorption kann sowohl die Theorie nach Freundlich als auch die nach Langmuir ausgewählt werden. In diesem Fall wurden die Daten nach der Theorie nach Freundlich beschrieben. Der steuernde Wasserfluss und die Transport Gleichungen werden numerisch nach der Finite Elemente Methode gelöst. Weitere und ausführliche Informationen über die benutzten hydrologischen und chemischen Modelle finden sich in Simunek et al. (1999).

Um unterschiedliche Adsorptionscharakteristiken mit verschiedenen Linearitätsgraden zu vergleichen, eignet sich die Methode der Berechnung des Retardationsfaktors R , welcher sich aus der oben aufgeführten Konvektions-Dispersions Gleichung ableitet und die sich daraus ergebende Mobilität von Substanzen in fest-flüssig Phasen beschreibt:

$$R = 1 + \frac{\rho B}{\Theta} \frac{\partial C_s}{\partial C} \quad (3.11)$$

Für nicht-lineare Adsorption nach Freundlich (4.2) von Lösungen lässt sich die Formel folgend beschreiben:

$$R = 1 + \frac{\rho_B}{\Theta} k_F \cdot c^{1/n} \quad (3.12)$$

Der Retardationsfaktor gibt an, wie viel Mal weniger ein Transport gegenüber gelösten Stoffen stattfindet.

3.6.2 Inputparameter für HYDRUS 2D

Hydraulische Parameter

Das zehnjährige und das fünfzigjährige Mittel der Grundwasserneubildung am Standort BAB A115 (Hüttenweg) in einer Entfernung von 10 m beträgt etwa 70 mm/a (siehe Kap. 3.5.1 Berechnungen Wasserhaushalt). Die jährliche Grundwasserneubildungsrate wurde in eine tägliche Grundwasserneubildungsrate umgerechnet und als tägliche im Modell berücksichtigt. Die Simulation des Wasserflusses konnte somit über die Einstellung von konstanten Druckstufen als untere und obere Randbedingungen erfolgen. Die Wassergehalte wurden über die ungesättigte Wasserleitfähigkeit $K(\Psi)$ mit Hilfe von Mualem-van Genuchten Parametern und der pF-WG Beziehung berechnet.

Reaktions-Parameter

Die Werte für nasse und trockene Depositionen von Schwermetallen an stark befahrenen Autobahnen für die erstellten Szenarien (siehe Tab. 7) wurden der Arbeit von Kocher (2007) entnommen ($Pb=10,9 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$; $Cd=0,652 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$; $Zn=107 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$). Diese Daten stammen von der BAB A7 (Mellendorf) und sind in einer Entfernung von 10 m gemessen worden. Aus den deponierten Feststoffgehalten in 10 m Entfernung ergeben sich nach der Arbeit von Diehl (2002) folgende berechnete Lösungskonzentrationen für den Standort Avus BAB A115 ($Cd=0,009 \text{ mg/l}$; $Pb=0,149 \text{ mg/l}$; $Zn=1,472 \text{ mg/l}$), wenn davon ausgegangen wird, dass alle feste Stoffe mit dem infiltrierenden Wasser gelöst werden. Da dies in der Realität nicht der Fall ist, handelt es sich bei der Betrachtung um einen „Worst Case“ Fall. Vergleicht man die Daten von festen und gelösten Stoffen des Abflusses der BAB A7, so ergibt sich ein Verhältnis von etwa 4/1 (Diehl, 2002).

Die Daten wurden mit anderen Literaturdaten von Depositionen an Schnellstraßen verglichen (Rohbock 1981, Hewitt und Rashed 1990; Leggett und Pagotto 1999). Hewitt und Rashed (1990) geben für eine Autobahn (40.000 Kfz/d) in einer Entfernung von 10 m eine Deposition von $52 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$ Blei und $1,04 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$ Cadmium an.

Legret und Pagotto bestimmten mit einer Gesamtdeposition von 66 mg/m²*a Blei und 0,94 mg/m²*a Cadmium sehr ähnliche Werte an einer Autobahn in Frankreich (Abstand ~3 m), die mit 12000 Kfz/d allerdings viel weniger befahren wird als die A115 oder A7. Die Daten von Kocher liegen somit im unteren bis mittleren Bereich.

Für die Ausgangskonzentrationen in den beiden modellierten Horizonten (0-30 cm) und (31-100 cm) wurden Bodenlösungskonzentrationen benutzt, welche über die Freundlich Isothermen des Autobahnreferenzbodens (ARB) „Avus ungekalkt“ aus dem jeweiligen Gesamtgehalt (mg/kg) berechnet wurden.

Diese wiederum wurden zusätzlich mit den aufgenommen Medianen der Sickerwasserkonzentrationen in 10 m Entfernung von der A115 verglichen. Die ermittelten Konzentrationen liegen in einem sehr ähnlichen Bereich. Für die Ausgangskonzentrationen des Szenarios 3 wurden die ermittelten K_f-Werte der Referenzfläche Grunewald angewendet (Tab.7).

Für die Berechnung des Stofftransportes in den Szenarien 1,2,4 wurden die ermittelten Freundlich Parameter des ARB (0-30 cm Oberboden), für den Unterboden (31-100 cm) Daten des Standortes A7 Berkhof aus Kocher (2007) genutzt (Standort Berkhof, A7; 10m; Tiefe 42-70 cm). Für das Szenario 3 die ermittelten Freundlich Parameter des Ober- und Unterbodens Referenzstandortes Grunewald.

3.6.3 Szenarien und Simulationen

In Tabelle 7 sind die über Hydrus 2D modellierten Szenarien und deren Ausgangsbedingungen und Randbedingungen aufgeführt.

Tab. 7: Szenarien für die Modellierung des Schwermetalltransportes mit dem Sickerwasser im Bereich von 10 m Entfernung zur BAB A115

Szenario	Simulierte Eigenschaften - Beschreibung
1 Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser Avus BAB A115 – Status Quo	Bereich 10 m Entfernung zur Straße, zwei unterschiedliche Horizonte 0-25 cm (Standort Avus) und 26-100 cm (sandiger Unterboden); stetige Schwermetalleinträge Versickerung 72 mm; 0-100 Jahre
2 Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser Avus BAB A115 – Auswirkungen einer einmaligen Kalkung	Gleiche Bedingungen wie Szenario 1, aber veränderte Sorptionseigenschaften des obersten Horizontes durch Einbringung von Ca(OH) ₂ ; einmalige Kalkung; Wirkung = 20 Jahre
3 Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser – Neubau einer Autobahn, Bundesstraße	Nutzung des Referenzstandortes Grunewald als kaum verkehrsbeeinflusster Standort; zwei unterschiedliche Horizonte 0-25 cm und 26-100 cm; sehr niedrige pH-Werte und geringere Sorption; Versickerung 72 mm; 0-100 Jahre
4 Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser Avus BAB A115 – Auswirkungen einer dauerhaft wirksamen Kalkung	Gleiche Bedingungen wie Szenario 2, stetige Einbringung, bzw. Neukalkung alle 20 Jahre; Wirkung = 100 Jahre

4. Ergebnisse

4.1 Kartierung des Referenzstandortes

Profilbeschreibung

Bei dem aufgenommenen Bodentyp des Referenzstandortes Grunewald handelt es sich um eine leicht podsolierte Braunerde (Rostbraunerde). Sie besitzt eine 6 bis 10 cm mächtige rohumusartige Auflage, der scharf davon abgegrenzte Aeh-Horizont (0-9 cm) weist in den oberen 1-1,5 cm eine schwache Podsolierung auf und ist wie die Humusaufgabe stark durchwurzelt. Darunter schließt sich ein rostbrauner Bsv-Horizont (9-36 cm) an, bei dem die Durchwurzelungsintensität deutlich abnimmt. Der Bv-Horizont (36-62 cm) weist nach oben und zum nachfolgenden C-Horizont einen allmählichen Übergang auf und ist unterhalb von 50 cm Tiefe nur noch sehr schwach durchwurzelt. Im C-Horizont finden sich ab ca. 100 cm vereinzelte Tonbänder von 0,5 bis 2 cm Mächtigkeit. Daneben treten dort auch Schichten mit erhöhtem Grobsandanteil auf, während der obere Profilbereich aus fast steinfreiem, feinsandigem Mittelsand besteht. Der Grundwasserflurabstand ist größer als 10 m. Das langjährige Mittel der Grundwasserneubildungsrate liegt, je nach Vegetationsdichte, zwischen 70 und 80 mm/a (Renger et al. 1989).

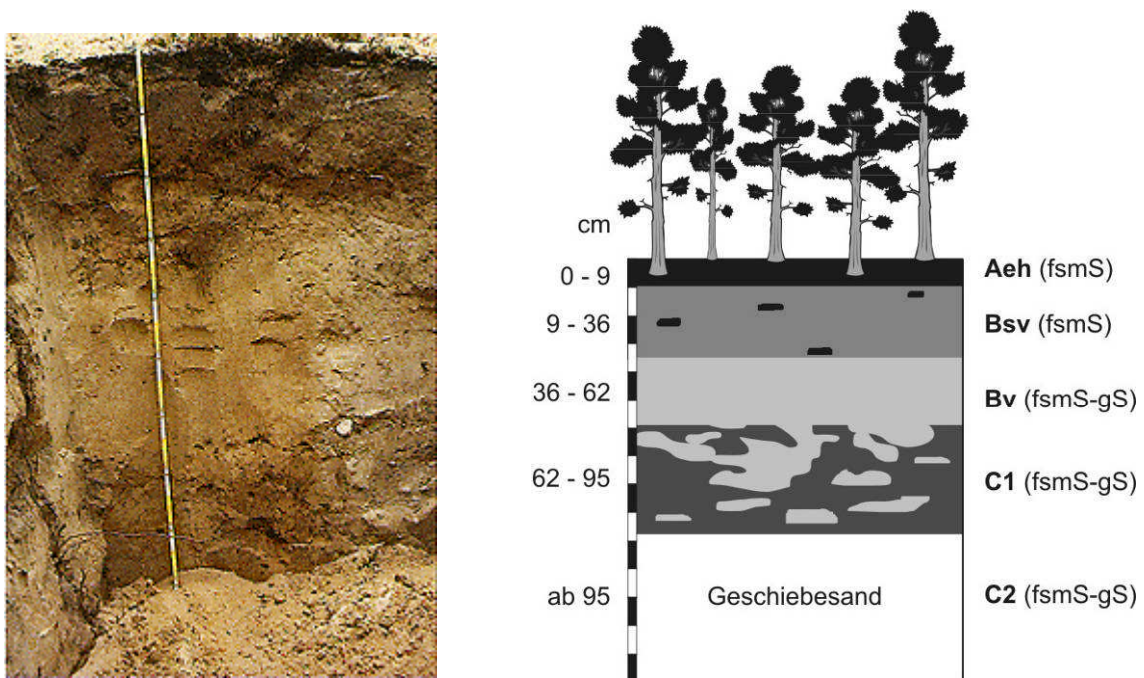


Abb. 12: Bodenprofil und Horizontabfolge des Referenzstandortes Grunewald (Berlin)

Tab. 8: Physikalische und chemische Kennwerte der podsoligen Braunerde (Standort Grunewald)

	Ofh	Aeh	Bsv	Bv	C
Tiefe [cm]	6 - 0	0 - 9	9 - 36	36 - 62	62 - 100+
Steingehalt [%]	-	< 1	< 1	5	< 1
Sand [%]	-	84,2	90,6	97,7	97,8
Schluff [%]	-	13,6	8,3	2,3	2,2
Ton [%]	-	2,2	1,1	0	0
Corg [%]	38,9	6,25	1,38	0,71	0,10
Nt[%]	1,53	0,26	0,05	0,03	0,01
C/N	25	25	27	27	23
pH (CaCl₂)	3,5	3,4	4,0	4,2	4,4
Pb [mg/kg] HNO₃	162	24,0	13,1	5,7	6,2
Zn [mg/kg] HNO₃	112	17,3	17,5	12,0	8,6
Cu [mg/kg] HNO₃	33	2,5	1,15	0,8	0,9
Cd [mg/kg] HNO₃	0,79	0,10	0,10	0,06	0,06

Die Schwermetallgehalte der Humusaufgabe des Referenzstandortes Grunewald sind durch anthropogene Einträge erhöht, liegen dennoch aber nicht über den Werten anderer immissionsbeeinflusster Waldökosysteme Nordwestdeutschlands (Lamersdorf, 1987). Eine Anreicherung von Schwermetallen ist etwa bis in den Bv-Horizont zu beobachten, da die Schwermetallgehalte im C-Horizont bereits wieder den geogenen Ausgangsgehalten entsprechen (Blume und Hellriegel, 1981).

4.2 Kartierung am Standort Avus BAB A115

Im Rahmen des Projektes wurde eine Kartierung an der Avus BAB A115 durchgeführt. Diese Kartierung sollte vor allem Aufschluss über anthropogene Bodenveränderungen, die Heterogenität der Bodeneigenschaften sowie die großflächige Schwermetallbelastung eines langjährig genutzten und stark befahrenen Autobahnabschnitts geben.

4.2.1 Bodenprofil und Bodentyp - Straßenrand

Profilbeschreibung

Die Böden des näheren Einzugsbereiches der BAB 115, Hüttenweg Berlin (0 bis etwa 7 m) sind durch den starken anthropogenen Einfluss im Zuge der Baumaßnahmen der Autobahn sowie deren Wartung geprägt und großflächig gestört.

Vor allem im Bereich von 0–3 m zum Straßenrand ist der Oberboden i.d.R. durch aufgeschüttetes oder umgelagertes Substrat gekennzeichnet, welches oft mit Ziegelresten, Bitumen und anderen typischen Baumaterialien durchsetzt ist. Der Unterbau der BAB A115 reicht zum Teil bis in den Bereich von 2,5 m Abstand zur Fahrbahn. An einigen straßennahen Abschnitten (ebenfalls 0-3 m) liegt humusarmes, sandiges Substrat auf dem gestörten Profil auf, welches durch Baumaßnahmen jüngerer Datums aufgeschüttet oder umgelagert wurde. Im ersten Meter sowie in einigen Bereichen der ersten zwei Meter ist die organische Auflage sehr gering oder gar nicht vorhanden.

Die anthropogenen Bodenveränderungen nehmen mit zunehmender Entfernung vom Straßenrand ab. Um den Bereich von 10 m Entfernung vom Fahrbahnrand tritt annähernd wieder ein „natürliches Bodenprofil“ auf. Hierbei handelt es sich um eine leicht podsolierte Braunerde, wie sie für den Kiefernstandort Grunewald Berlin typisch ist (siehe Kap. 4.1). Der Kiefernstandort Grunewald wiederum ist von starker Variabilität in Bezug auf Horizontmächtigkeiten, Humus- und Carbonatgehalte sowie pH-Wert geprägt. Dieses spiegelt sich auch in den weniger beeinflussten Bereichen jenseits der Straße wieder.

4.2.2 Verteilung der Humusgehalte

Da die Mobilität von Schwermetallen in Böden in hohem Maße über den vorherrschenden pH-Wert sowie den Gehalt an organischer Bodensubstanz und Ton gesteuert wird, wurde im Untersuchungsraum eine weiträumige Bohrstockkartierung durchgeführt. Für die Darstellung der Heterogenität und der räumlichen Verteilung der Humusgehalte und des pH-Wertes wurden insgesamt 240 Proben aus einer Tiefe von 0-10 cm und 10-20 cm in den Abständen 2,5, 5, 10, 15, 20 und 25 m entnommen und ausgewertet. Die Tabellen 9 und 10 geben einen Überblick über alle gemessenen Humusgehalte der verschiedenen Tiefen und Abständen zur BAB A 115.

In Abb.13 und Abb.14 sind die Mittelwerte der Humusgehalte der Tiefen 0–10 cm und 10-20 cm gegen die Entfernung von der BAB A115 graphisch dargestellt. Die Humusgehalte sind auf dem beprobten Einzugsbereich der BAB A115 sehr heterogen verteilt. Insgesamt reicht das Spektrum der Humusgehalte von Minimalwerten um 0,2 in 2,5 m, bis zu Maximalwerten um 11 Masse % in einer Entfernung von 25 m Abstand zur Fahrbahn. Auffällig sind die hohen Humusgehalte im Bereich um 5 m. Dieses liegt wahrscheinlich daran, dass beim Bau der Autobahn humusreiches Material des Straßenbereiches abgeschoben und in größerer Entfernung abgelagert wurde. Die Oberböden in der Tiefe 0-10 cm weisen in 5 m Entfernung von der Straße mit einem Mittelwert von 4,3 die höchsten, in 2,5 m mit 2,9 Masse % die niedrigsten Humusgehalte auf (siehe Tab. 9 und 10).

Tab. 9: Zusammenfassung der gemessenen Humusgehalte (Masse %) Tiefe 0-10 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; SD= Standardabweichung)

Humusgehalt					
n	Entf. [m]	MW	SD	Max.	Min.
20	2,5	2,86	2,37	9,9	0,2
19	5	4,24	2,99	11,7	0,6
18	10	3,63	1,91	8,1	1,3
20	15	3,6	2,39	12,8	0,7
20	20	2,85	1,35	6,8	1
20	25	3,8	2,41	11,1	0,7

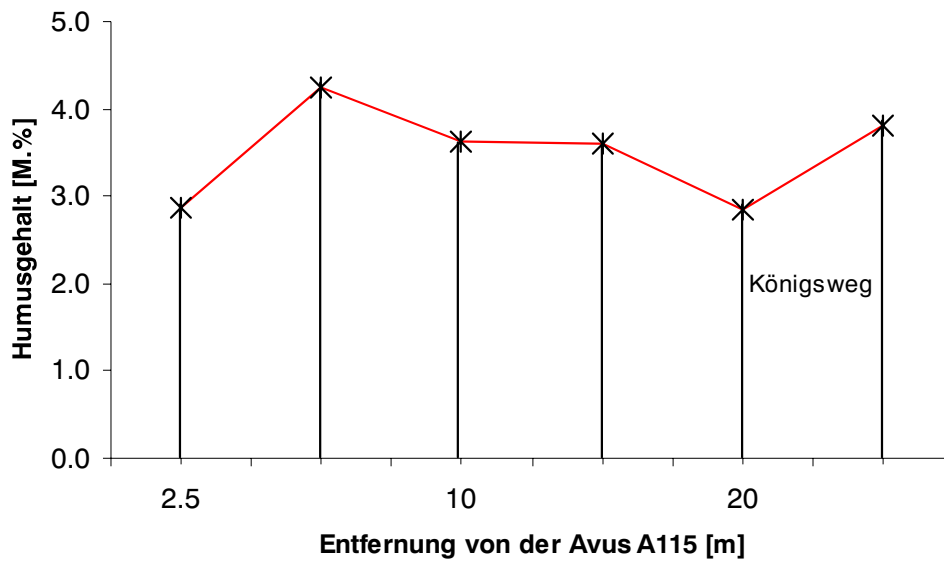


Abb. 13: Mittelwerte des Humusgehaltes im Oberboden 0-10 cm

Tab. 10: Zusammenfassung der gemessenen Humusgehalte (Masse %) Tiefe 10-20 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; SD= Standardabweichung)

Humusgehalt					
n	Entf. [m]	MW	SD	Max.	Min.
19	2,5	0,53	0,28	1,3	0,2
20	5	1,15	0,97	4	0,3
20	10	1,8	1,0	4,4	0,4
19	15	2,27	2,51	11,8	0,4
19	20	3,19	3,25	11,8	0,1
20	25	2,93	1,72	6,6	0,5

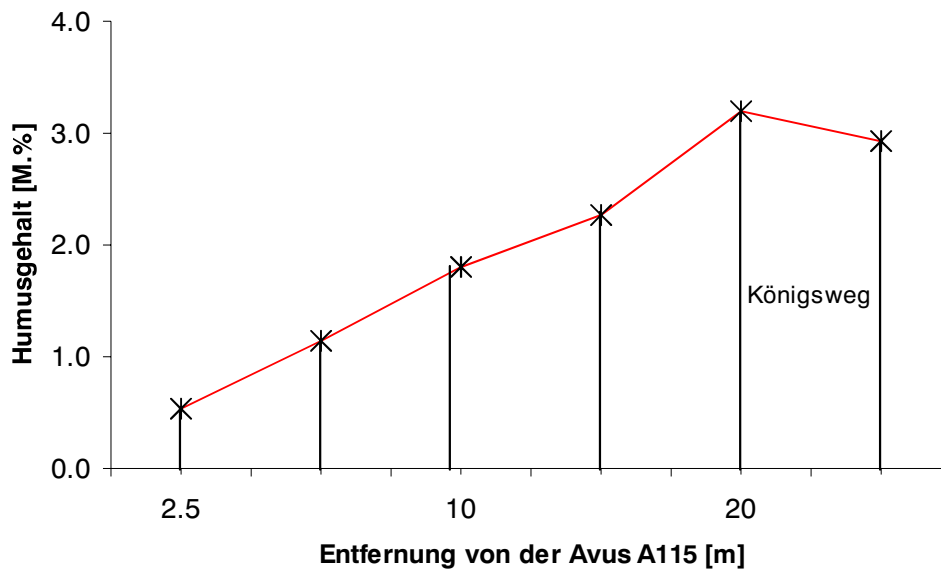


Abb. 14: Mittelwerte des Humusgehaltes im Oberboden 10-20 cm

4.2.3 Verteilung der pH-Werte

Die Tab. 11 und Tab.12 geben einen Überblick über alle gemessenen pH-Werte der verschiedenen Tiefen und Abstände zur BAB A115. In den Abb. 15 und 16 sind die Mittelwerte der pH-Werte der Tiefen 0 – 10 cm und 10 - 20 cm gegen die Entfernung von der BAB A115 graphisch dargestellt. Die Oberböden in der Tiefe 0-10 cm und 10-20 cm weisen in 2,5 m Entfernung von der Straße mit Mittelwerten von 6.7 und 7.1 die höchsten pH-Werte auf (Tab. 11 und 12). Die pH-Werte nehmen mit zunehmender Entfernung von der Straße ab (Abb.15 und 16). Im Bereich zwischen 15 und 20 m gleichen die pH-Werte denen des Referenzstandortes Grunewald in etwa 800 m Entfernung zur BAB A115. Bei einer Entfernung von 25 m ist der pH-Wert wieder leicht erhöht. Dieser Anstieg lässt sich auf die Einflüsse durch den Bau des Königsweges zurückführen.

Tab. 11: Zusammenfassung aller gemessenen pH-Werte (CaCl₂) 0-10 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; SD= Standardabweichung)

pH-Werte					
n	Ent. [m]	MW	SD	Max.	Min.
20	2,5	6	0,4	6,7	5,1
20	5	5,8	0,5	6,7	4,4
20	10	4,2	0,6	5,6	3,3
20	15	3,8	0,7	6	3,2
20	20	3,6	0,02	4	3,3
20	25	4,5	0,6	5,8	3,7

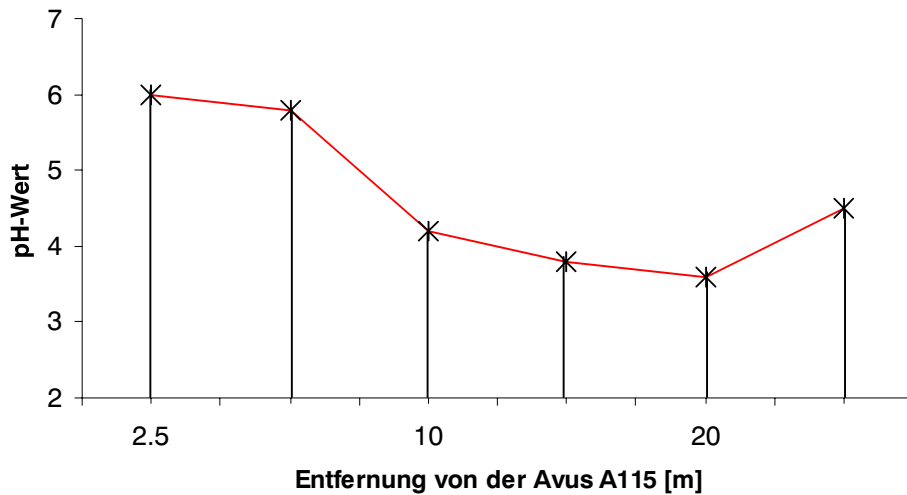


Abb. 15: Mittelwerte pH-Wert (CaCl₂) im Oberboden 0-10 cm des Autobahnstandort Avus A115 (n=120)

Tab. 12: Zusammenfassung aller gemessenen pH-Werte (CaCl₂) 10-20 cm (n= Probenanzahl; MW= Mittelwert; SD= Standardabweichung)

pH-Werte					
n	Ent. [m]	MW	SD	Max.	Min.
20	2,5	6,4	0,3	7,1	5,5
20	5	5,8	0,9	7,1	4,4
20	10	4,2	0,8	6,4	3,4
20	15	3,8	0,4	5,6	3,3
20	20	3,9	0,5	6,2	3,3
20	25	5,1	1,03	6,8	3,7

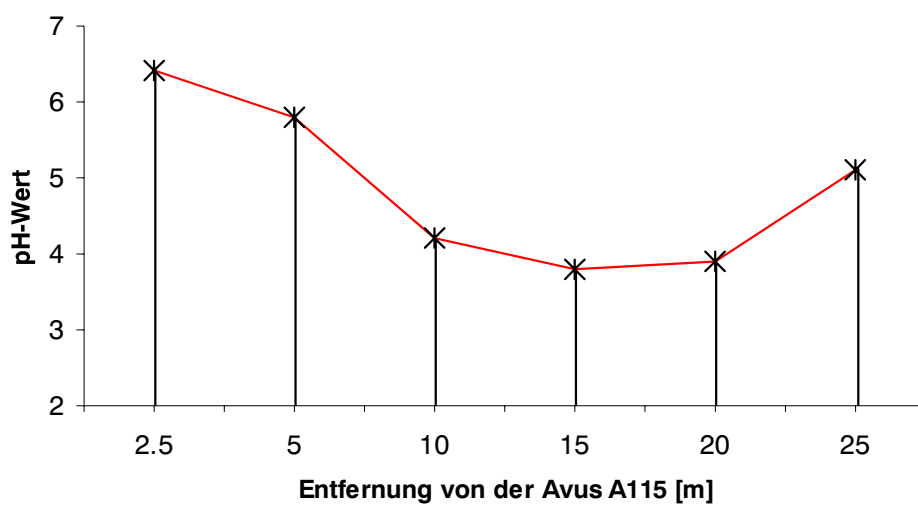


Abb. 16: Mittelwerte pH-Wert (CaCl₂) im Oberboden 10-20 cm des Autobahnstandort Avus A115 (n=120)

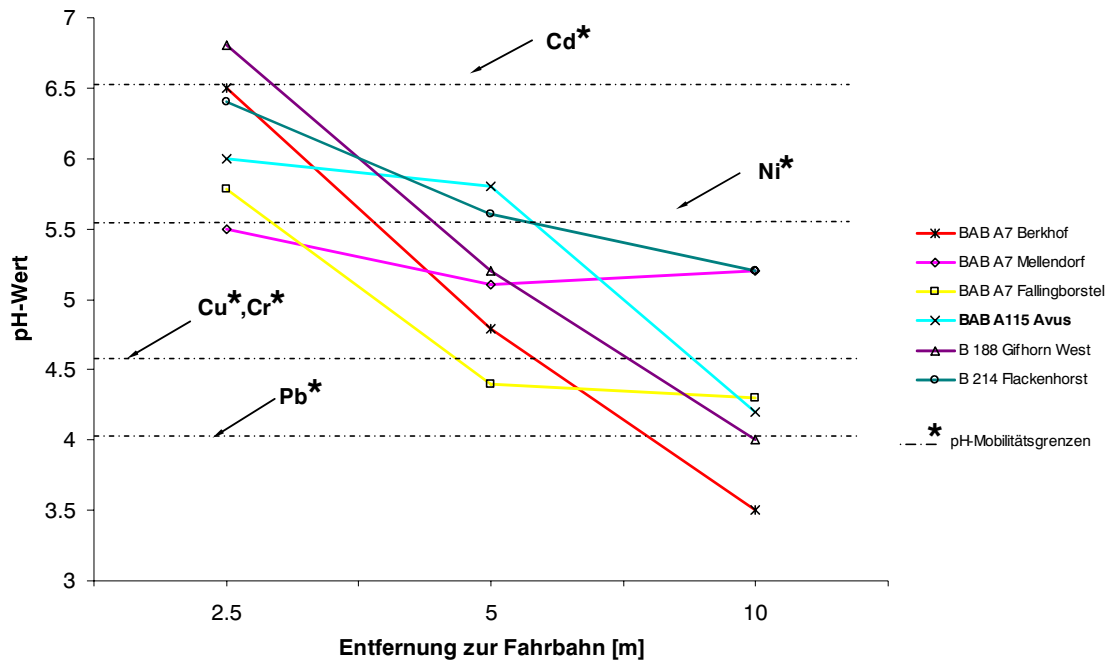


Abb. 17: pH-Werte verschiedener Autobahn- und Bundesstrassenstandorte im Oberboden 0-10 cm und die pH-Mobilitätsgrenzen für verschiedene Schwermetalle dargestellt als gestrichelte Linien (Daten aus Kocher 2007)

Die Abb.17 gibt einen Überblick über die pH-Wert-Verteilung im Oberboden von verschiedenen Autobahn- und Bundesstrassenstandorte mit sandigem Ausgangssubstrat bei unterschiedlichen Abständen zur Fahrbahn (Daten aus Kocher 2007) einschließlich der BAB Avus A115. Die gestrichelten Linien zeigen die Grenz-pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung verschiedener Schwermetalle (Daten nach Sauerbeck 1985 in Scheffer/Schachtschabel 1998). Für alle Standorte zeigt sich ein ähnliches Bild, was die Abnahme der pH-Werte mit der Entfernung vom Straßenrand betrifft. Je nach Bodentyp und Nutzung zeigt sich aber eine unterschiedliche pH-Wert Verteilung, die sich zwischen einer und eineinhalb pH-Wert Einheiten unterscheidet. In den straßennahen Bereichen von 1-2,5 m wird i.d.R. nur der Grenz-pH-Wert für die beginnende Mobilisierung von Cadmium unterschritten, ab einem Bereich von 5 m bei fast allen Standorten auch der Grenz-pH-Wert von 5,5 für Nickel. In dem Bereich von 10 m wird bei 4 von sechs Standorten auch der Grenz-pH-Wert von Chrom und Kupfer unterschritten, bei einem auch der von Blei.

4.2.4 Verteilung ausgewählter Schwermetalle im Straßenrandbereich

Die Abb. 18 und 19 zeigen beispielhaft die Verteilung straßenbedingter Schwermetalle im Straßenrandbereich der Avus A115 anhand der Gesamtgehalte von Blei und Zink (Königswasser-Aufschluss) innerhalb des kartierten Längsstreifens von 100 m x 10 m in den drei verschiedenen Abständen zur Fahrbahn (2,5, 7,5 und 10 m). Zusätzliche Abbildungen über die Verteilung der Schwermetalle Cadmium und Kupfer befinden sich im Anhang.

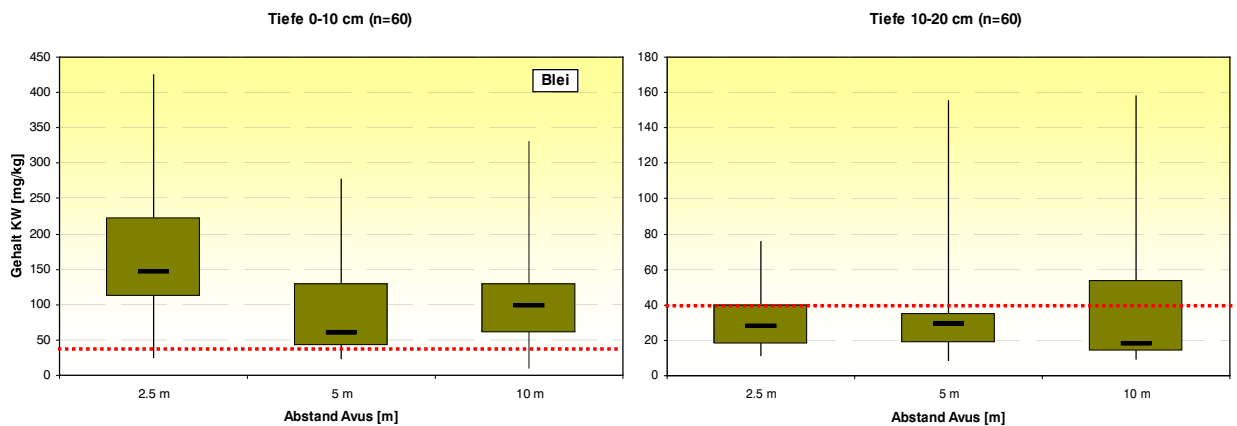


Abb. 18: Bleigehalte der Transektkartierung) im Oberboden 0-10 cm und 10-20 cm (Median; Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil– gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 40 mg/kg

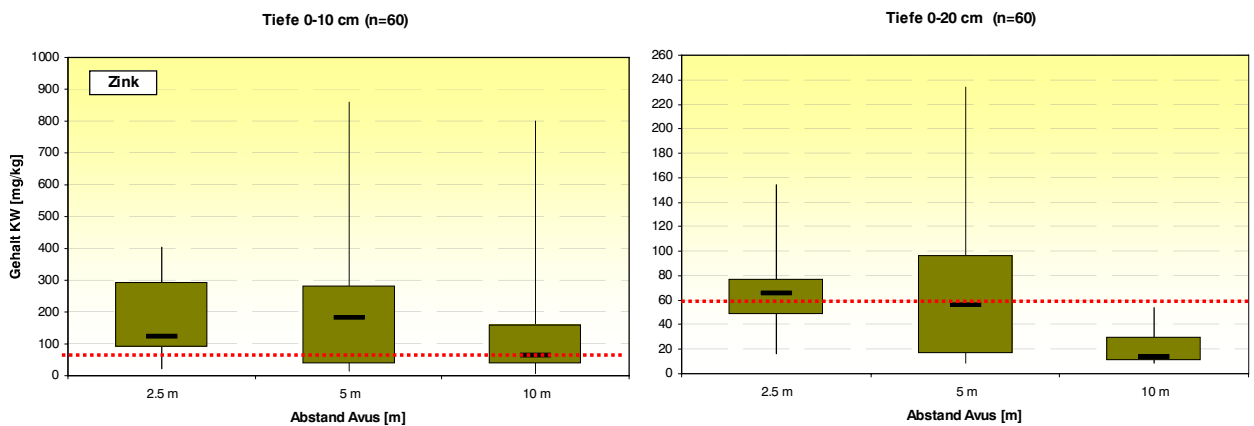


Abb. 19: Zinkgehalte der Transektkartierung im Oberboden 0-10 cm und 10-20 cm (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil) – gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 60 mg/kg

Aus der Literatur ist bekannt, dass die Schwermetallgehalte in straßennahen Böden mit dem Abstand zur Straße und mit der Tiefe abnehmen, erhöhte Schwermetallgehalte sich somit linienförmig entlang der Straße erstrecken (vgl. Dierkes & Geiger 1999; Li 2005; Turer & Maynard 2003; Kocher 2007).

Innerhalb der Transektkartierung lies sich dies jedoch nur für Blei feststellen, wobei auch hier der Median im Bereich um 5 m kleiner ist als bei 10 m Entfernung zum Fahrbahnrand. Allerdings streuen die Schwermetallgehalte innerhalb der einzelnen Entfernungen und Tiefen stark und vereinzelt treten sehr hohe Gehalte auf. In der Tiefe 0-10 cm wird der Vorsorgewert von 40 mg/kg der BBodSchV für die Bodenart Sand in allen Entfernungen überschritten. In der Tiefe von 10-20 cm liegen die Mediane in allen Entfernungen wieder unter dem Vorsorgewert, dennoch treten auch hier vereinzelt sehr hohe Gehalte auf.

Da Blei aus Abgasen vor allem in partikulärer Form ausgestoßen und abgelagert wird, können punktuell höhere Belastungen von Blei auftreten (Legret und Pagotto 1999). Auch die Zinkgehalte in der Tiefe 0-10 cm überschreiten in allen aufgenommenen Entfernungen die Vorsorgewerte der BBodSchV für Sand von 60 mg/kg.

Die höchsten Gehalte wurden hier im Bereich um 5 m vom Fahrbahnrand gemessen, wobei auch hier die Gehalte stark streuen. Im Tiefenbereich von 10-20 cm liegen die Mediane von 2,5 m und 5 m um den Vorsorgewert der BBodSchV; in einer Entfernung von 10 m wird dieser Wert nicht erreicht.

4.3 Belastungskartierung Messstellenbereich Avus A115

Vor dem Einbau der Saugsonden wurde zusätzlich zur Vorkartierung eine Feinkartierung des Oberbodens auf der Fläche der späteren Messstelle durchgeführt, um eine genaue Vorbelastung des Standortes zu ermitteln. Die Abb. 20 und 21 zeigen die Auswertung und flächenhafte, interpolierte Darstellung der Bodenfeststoffgehalte der Elemente Zink, Cadmium, Blei, Kupfer, Chrom und Nickel sowie den pH-Wert der kartierten Freilandmessfläche an der BAB A115. Die obere Abbildung beschreibt den Tiefenbereich 0-10 cm und die untere Abbildung den Tiefenbereich 10-25 cm des aufgenommenen Transekts.

Die X-Achse beschreibt die Länge des Transekts in Meter, die Y-Achse den Abstand vom Fahrbahnrand in Meter. Insgesamt wurden an jeweils 30 Punkten Proben aus dem Ober- und Unterboden entnommen und die Schwermetallgesamtgehalte sowie die pH-Werte bestimmt. Die flächenhafte Darstellung erfolgte mit dem Programm Surfer 8.0, die Ergebnisse wurden dazu mit der Interpolationsmethode Ordinary Kriging interpoliert (Dutter, 1985; Surfer 8.0, 2007).

Die Abbildungen zeigen, dass in den fahrbahnnahen Bereichen zwar eine hohe Belastung mit Schwermetallen vorliegt, der pH-Wert im Mittel jedoch einen Wert um und über dem Neutralbereich von pH 7 erreicht. Die pH-Werte sind gegenüber dem Referenzstandort deutlich erhöht (siehe auch Kap 4.2.3). Dieses lässt sich durch den Gehalt an Zement- und Betonresten sowie durch den carbonathaltigen Abrieb des Straßenbelages erklären, der über das Straßenablaufwasser und über Staubemissionen in den straßenrandnahen Bereich eingetragen wird (vgl. Dierkes und Geiger 1999, Golwer 1995).

Weiterhin kommt es durch die Verwendung von Streusalzen wie CaCl_2 und NaCl zu einer Erhöhung der Ionenkonzentration, welches in der Regel eine Alkalisierung und damit eine pH-Wert Erhöhung zur Folge hat. Nach einer Studie von Augustin liegt der pH-Wert streusalzbeeinflusster Straßenränder etwa um 0,5 über den Kontrollflächen (Augustin et al. 1981). Ab einer Entfernung von etwa 8 – 10 m zum Fahrbahnrand treten wieder niedrigere pH-Werte um 4,5 – 5,3 auf, der pH-Wert der Referenzfläche von 3,4 (Grunewald) wird erst ab einer Entfernung von 15 m wieder erreicht.

Wie in Kap. 4.2.4 beschrieben, nehmen die Schwermetallgehalte in straßennahen Böden mit dem Abstand zur Straße und mit der Tiefe ab. Dies konnte auch bei der Feinkartierung im Messstellenbereich nur für die Schwermetalle Blei und Chrom festgestellt werden.

Für Cadmium, Zink, Kupfer und Nickel lies sich allerdings keine signifikante Abnahme der Schwermetallgehalte mit der Entfernung innerhalb des vorgestellten Flächenabschnittes beobachten.

Die Schwermetallgehalte (0-10 cm) zeigen über die gesamte kartierte Fläche bis zu einem Abstand von 7,5 m zum Fahrbahnrand relativ einheitlich hohe Werte. Teilweise sind die Gehalte in größeren Entfernungen sogar höher. Dies könnte an der Ausbreitungsweise der Stoffe über den Wasser- und Luftpfad zusammenhängen, da ein Teil der kartierten Fläche an einer Böschung mit einer Neigung von etwa 30° liegt und von der Fahrbahn abfließendes Wasser bei Starkniederschlägen nicht im Bankettbereich infiltrieren kann, sondern in Bereiche größerer Entfernung abfließt. Weitere Erklärungen sind die Direktlage an der Autobahnabfahrt mit stärkeren Bremsvorgängen und Luftverwirbelungen sowie die Lage des Flächenabschnittes an einem Waldrand mit Altkiefernbestand, was eine auskämmende Wirkung zur Folge hat und eine Ablagerung von luftgetragenden Stoffen bedingt.

Die Abbildungen 20 und 21 zeigen weiterhin, dass die Verteilung der Schwermetallgehalte im Oberboden auch bei gleichen Abständen zur Fahrbahn sehr ungleich ist. Dies liegt zum einen an der Auswertung- und Darstellungsweise, da einige Werte für die keine Proben vorlagen durch umliegende Messwerte interpoliert oder angenähert wurden, zum anderen an den heterogenen Bodeneigenschaften wie der Verteilung von Humus- und Carbonatgehalten sowie der Variabilität des pH-Wertes. Wie vorhergehend schon beschrieben, können punktuelle Belastungen durch vertikale und horizontale Stoffausbreitung über den Luft- und Wasserpfad auch unterschiedliche Stoffkonzentrationen im Oberboden bedingen (Golwer 1995).

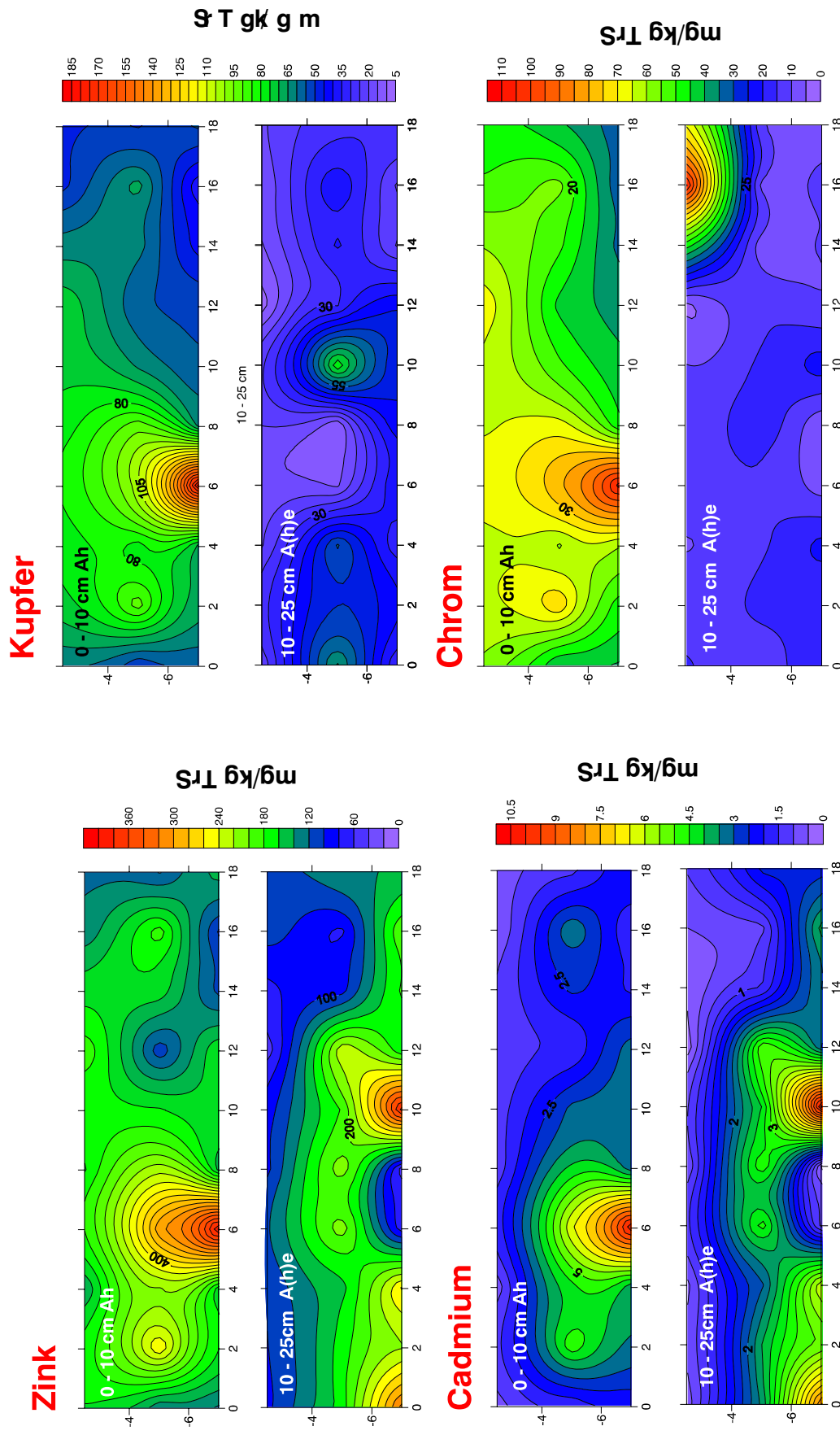
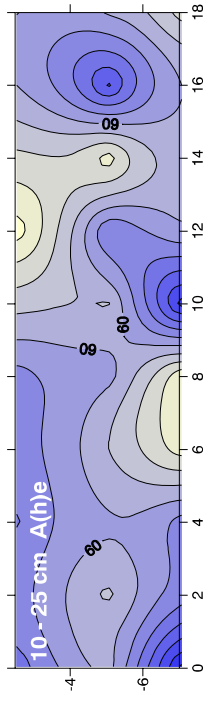
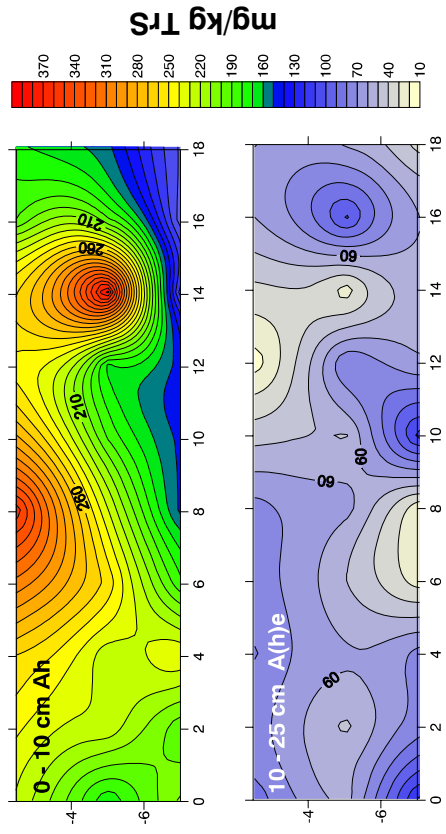
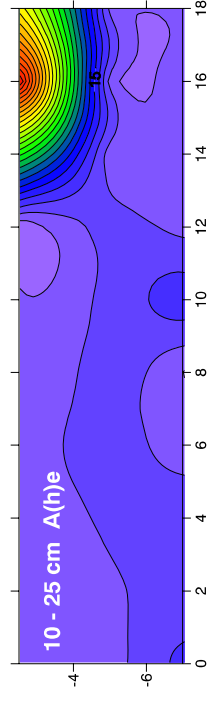
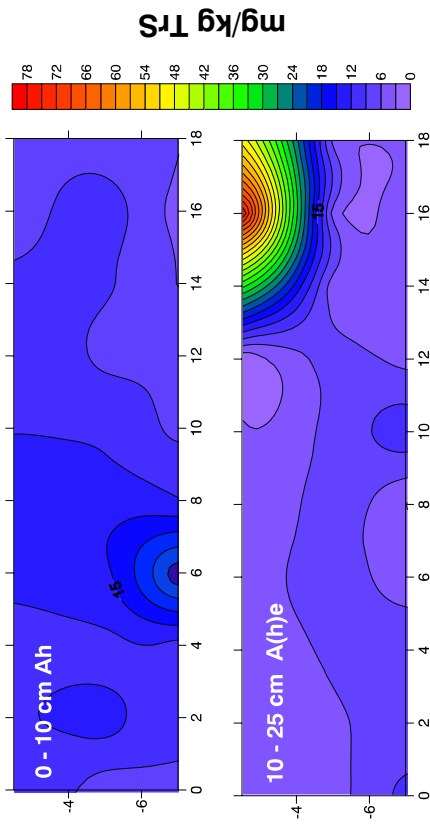


Abb. 20: Interpolierte Darstellung der Schwermetallgehalte von Cu, Zn, Cr, Cd im Oberboden in verschiedenen Abständen zum Fahrbahrand BABA115

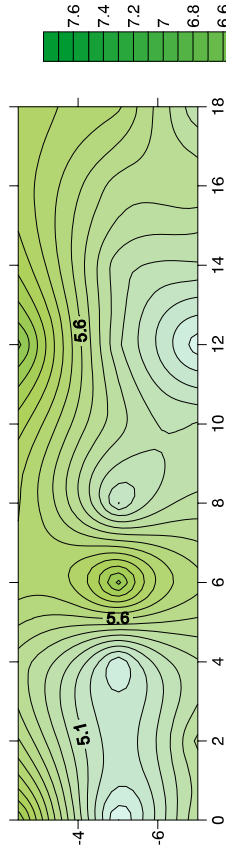
Blei



Nickel



pH 0 - 10 cm



pH 10 - 25 cm

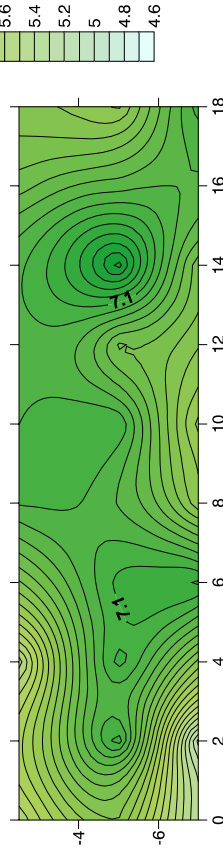


Abb. 21: Interpolierte Darstellung der Schwermetallgehalte von Pb und Ni sowie der pH-Werte im Oberboden in verschiedenen Abständen zum Fahrbahnrand BAB A115

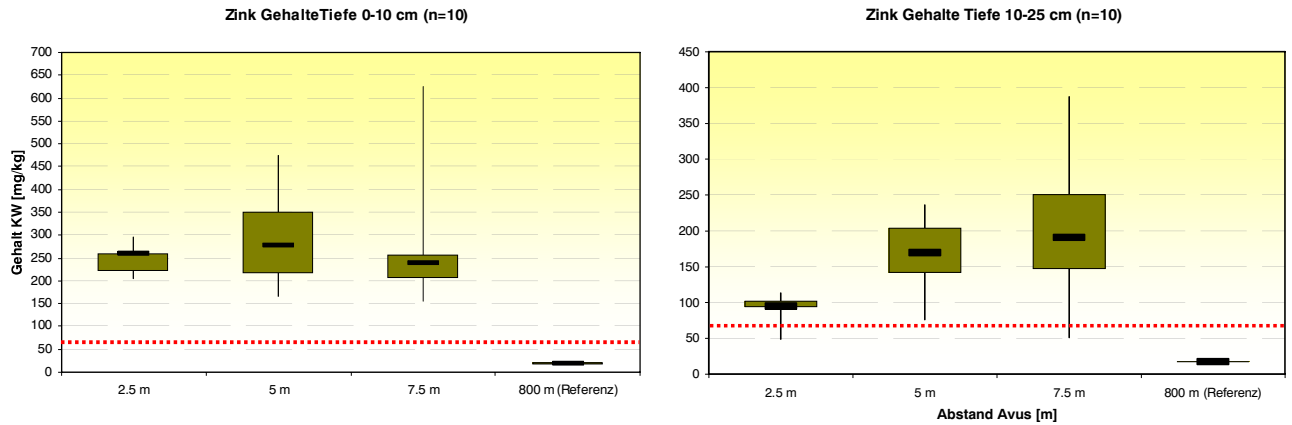


Abb. 22: Zinkgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil) – gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 60 mg/kg

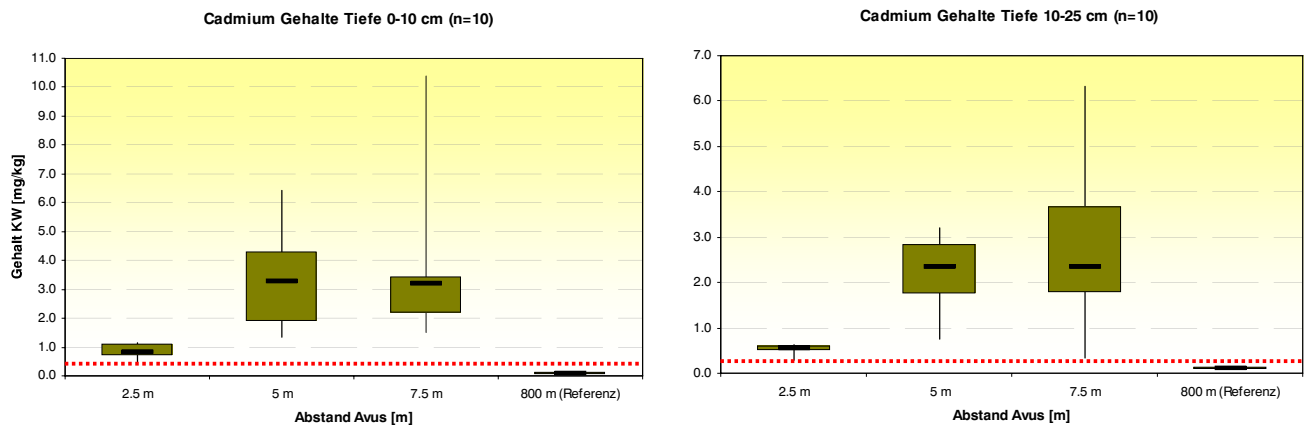


Abb. 23: Cadmiumgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil) – gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 0,4 mg/kg

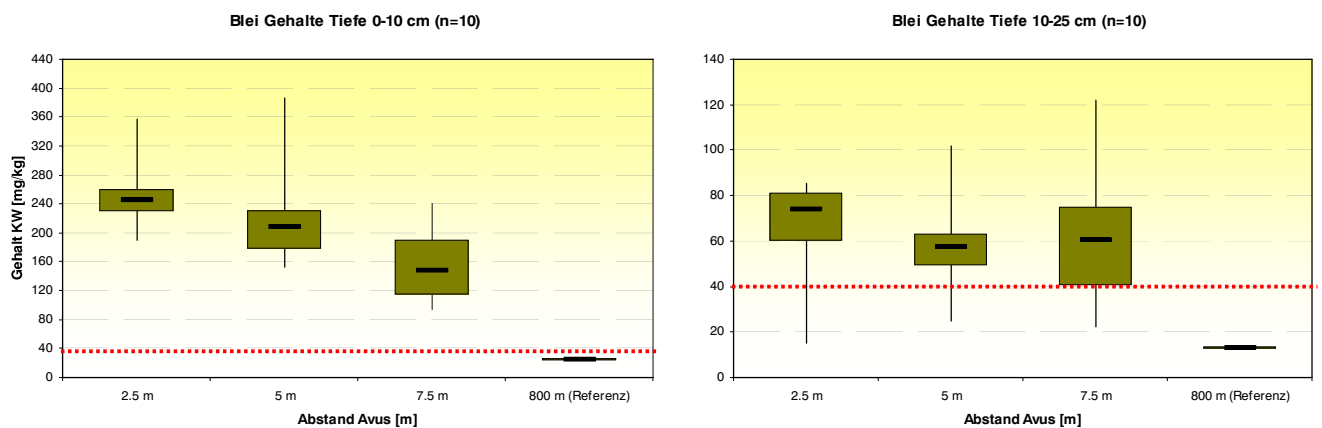


Abb. 24: Bleigehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil) – gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 40 mg/kg

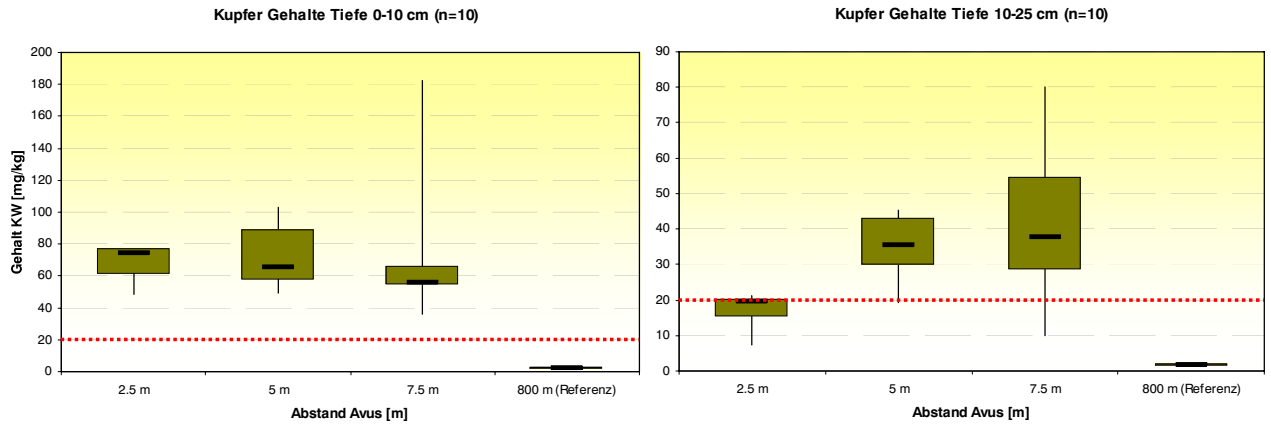


Abb. 25: Kupfergehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil) – gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 20 mg/kg

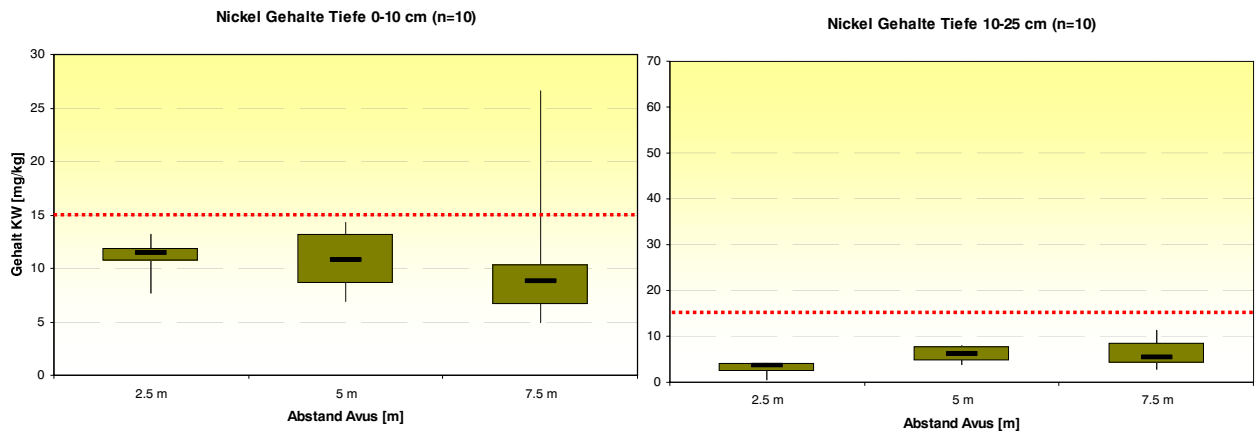


Abb. 26: Nickelgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil) - gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 15 mg/kg

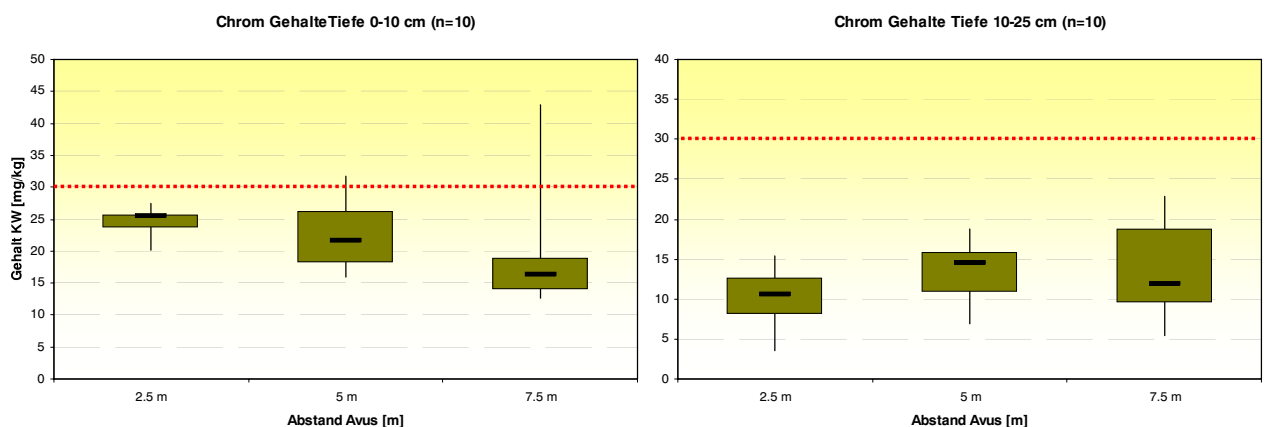


Abb. 27: Chromgehalte im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil) – gestrichelte Linie = Vorsorgewert der BBodSchV 30 mg/kg

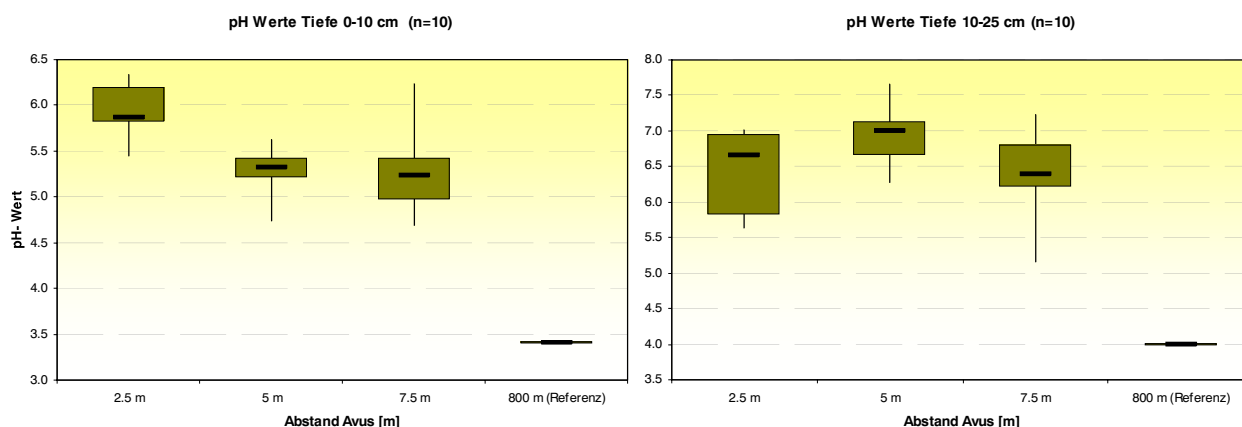


Abb. 28: pH-Werte (CaCl_2) im Oberboden 0-10 cm und 10-25 cm (Median; Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil)

Die Abb. 22 bis Abb. 28 zeigen die Mittelwerte der Schwermetallgehalte im Bodenfeststoff in den Tiefen 0-10 cm und 10-25 cm in den Abständen 2,5, 5, 7,5 m und für Kupfer, Blei, Cadmium und Zink auch in 800 m Entfernung zur BAB A115. Verglichen mit dem Referenzstandort Grunewald sind die Schwermetallgehalte in allen Abständen zur AVUS A115 um das 10 bis 30 fache erhöht. Eine ähnliche Erhöhung zeigt sich auch beim Vergleich mit den Hintergrundwerten von Sandböden für anorganische Stoffe im Raum Berlin und Brandenburg (Tab.13).

Tab. 13: Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Böden (Sand) – Berlin (nach LABO 2003)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	Acker Oberboden mg/kg					
50. perz.	0,15	2,2	10	0,8	22	16
90. perz.	0,4	4,2	21	1,7	44	35

Verglichen mit den in Kapitel 4.2.4 beschriebenen Schwermetallgehalten des Transektes, liegen die Mediane der Schwermetallgehalte im des Bereich der Messstelle innerhalb von allen Entfernungen höher. In beiden Tiefen (0-10 cm) und (10-25 cm) kommt es, verglichen mit den Vorsorgewerten für Metalle im Feinboden nach der BBodSchV, Anhang 2, 1999, für die Bodenart Sand zu flächenhaften Überschreitungen der Vorsorgewerte. Im Oberboden (0-10 cm) betrifft dies vor allem die Schwermetalle Zink (bis zu 6fach), Blei (bis zu 5fach), Cadmium (10fach), Kupfer (5fach) innerhalb aller Entfernungen. Für die Elemente Chrom und Nickel konnte keine Überschreitung der Vorsorgewerte ermittelt werden. Bei Chrom treten jedoch vereinzelt hohe Werte auf, die über den Vorsorgewerten liegen (siehe Abb.22 bis Abb.28).

Ähnliche Schwermetallgehalte sowie eine erhöhte Verlagerung von Cadmium stellten auch Dierkes und Geiger (1999) bei einer Tiefenbeprobung an der A2 fest, welche aufgrund des Alters (Baujahr 1930) und der Verkehrsbelastung (etwa 100000 Pkw pro Tag) sehr gut mit den ermittelten Ergebnissen an der BAB A115 zu vergleichen sind.

Ebd. stellten jedoch eine signifikante Reduktion der Schwermetallgehalte mit der Entfernung (Abstand 2 m zu 10 m: Reduktion von Kupfer auf 7%, Blei und Zink auf 30 %, Cadmium auf 45 %) vom Straßenrand fest. Dieses konnte für den beprobten Abschnitt nur für Blei (0-10 cm; Reduktion auf 60 %), Nickel und Chrom festgestellt werden. In der Tiefe von 10-25 cm lässt sich zum Teil sogar ein gegenläufiger Trend zu beobachten. Die Gehalte von Zink und Cadmium liegen in der Entfernung von 7,5 m gleich oder höher als in 2,5 m Entfernung zum Straßenrand. Dies könnte zum einen an der Abnahme des pH-Wertes mit der Entfernung, zum anderen an der unmittelbaren Lage zum Waldgürtel liegen, welche eine verstärkte Auskämmung und Ablagerung von luftgetragenen Schwermetallen zur Folge haben kann. Weiterhin könnte der Einfluss der Lage in Bezug auf die Trennung der Fahrspur in einen Abfahrtsspur (Ausfahrt Hüttenweg) eine bedeutende Rolle spielen. Der Bremsweg für den Halt an der Ausfahrt beginnt ziemlich genau auf der Höhe der Lage der Messstelle, was eine Erhöhung der Schwermetalle aus erhöhtem Reifen- und Bremsbelagabrieb bedingen könnte.

Kocher und Wessolek (2003) ermittelten innerhalb einer Studie der Bundesanstalt für Straßenwesen an unterschiedlichen Bundesautobahnstandorten Schwermetallgehalte im Oberboden, die in einem sehr ähnlichen Bereich liegen. Die Untersuchung zeigte weiterhin, dass an allen untersuchten Standorten die Vorsorgewerte der BBodSchV in tieferen Bodenschichten (100 bis 200 cm Tiefe) in nicht mehr als zehn Prozent der Fälle überschritten werden.

4.4 Bodensättigungsextrakte

Im Labor wurden Bodensättigungsextrakte des Referenzbodens hergestellt. Neben den Nullvarianten des Referenzbodens wurden dem Boden drei verschiedene Kalke bzw. Kalkmischungen zugesetzt. Die Bodensättigungsextrakte wurden 24 Stunden sowie 21 Tage zur Gleichgewichtseinstellung unter Kühlung und Verdunstungsschutz aufbewahrt. Es erfolgte eine Probenwiederholung von n=3. Die Ergebnisse der Bodensättigungsextraktuntersuchungen dienen der Auswahl von Kalken, bzw. Kalkmischungen und –mengen für die weiteren Versuche.

Anmerkung zu Bodensättigungsextrakten und Lösungskonzentrationen

Bodensättigungsextrakte können angewendet werden, um Schadstoffkonzentrationen im Bodensickerwasser von Bodensubstraten abzuschätzen. Verschiedene Autoren kommen allerdings bei dem Vergleich von Bodensättigungsextrakten und Stoffkonzentrationen im Feld zu dem Ergebnis, dass die Konzentrationen der Bodensättigungsextrakte gegenüber den Lösungskonzentrationen im Feld erhöht sind, da mit der Gewinnung von Boden-Eluaten immer eine Zerstörung des Bodengefüges und der Aggregate stattfindet. Dadurch entstehen oft sehr feine Kolloide, die auch durch Poren von Membranfiltern (0.45 μm) in das Eluat gelangen und damit die Konzentrationen verfälschen können (vgl. Bielert 1999, Lichtfuss 2003).

4.4.1 Kalke und Kalkmischungen

In den Laborversuchen wurden dem ARB folgende Kalke bzw. Kalkmischungen zugemischt:

- 100 % CaCO_3 – Kalksteingrieß, Mahlfineinheit 0,1 – 0,3 mm
- 90 % CaCO_3 – Kalksteingrieß, Mahlfineinheit 0,1 – 0,3 mm; 10 % Ca(OH)_2
- 70 % CaCO_3 – Kalksteingrieß, Mahlfineinheit 0,1 – 0,3 mm; 30 % Ca(OH)_2

4.4.2 Schwermetallkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt

Die Abb. 29 und 30 stellen die Auswertung der Bodensättigungsextrakte unter der Zugabe unterschiedlicher Kalkarten, bzw. Mischungsverhältnisse nach 21 Tagen Inkubation dar. In beiden Horizonten ist eine deutliche Erhöhung des pH-Werts um etwa 0.8 Einheiten zu erkennen. Die Schwermetallkonzentrationen der Kontrollen (Referenz Ah) der Bodensättigungsextrakte zeigen im Gegensatz zu allen gekalkten Varianten bei allen untersuchten Elementen erwartungsgemäß höhere Konzentrationen. Dies ist vor allem dem Einfluss des pH-Wertes zuzurechnen und ist in der Literatur zahlreich dokumentiert (vgl. Herms und Brümmer 1984; Herms 1982).

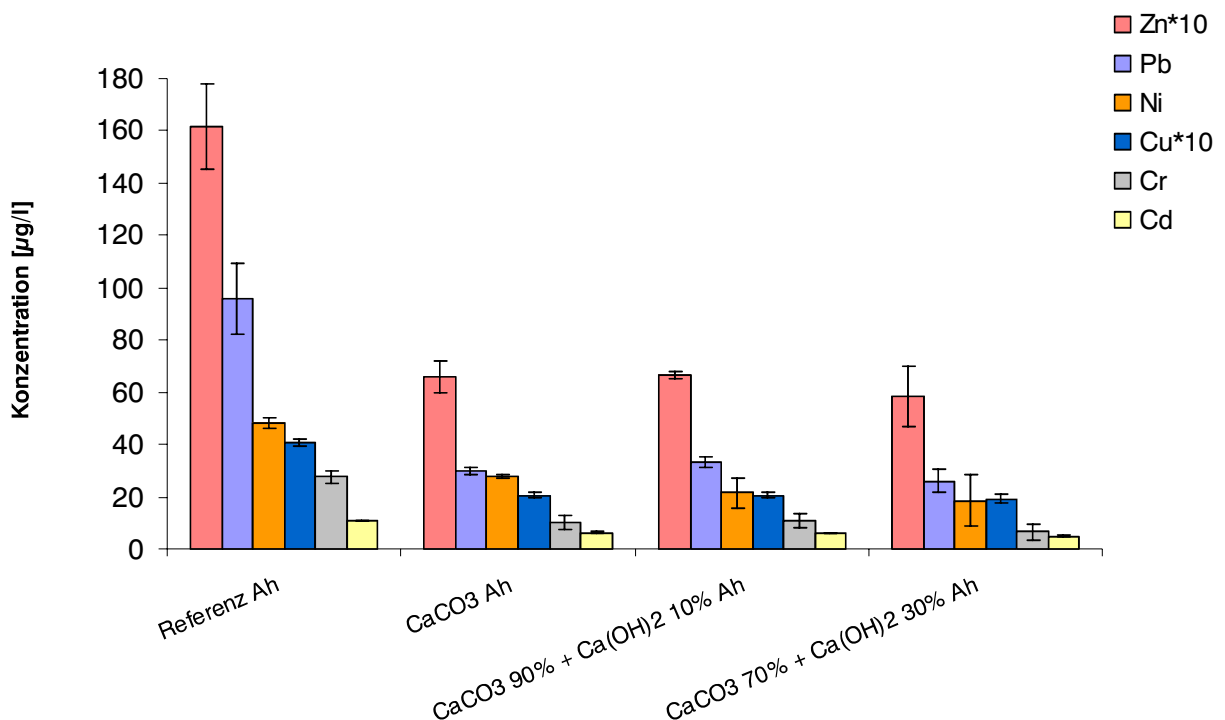


Abb. 29: Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation ohne und mit Zugabe von CaCO_3 und Ca(OH)_2 in verschiedenen Mischungsverhältnissen (0-10 cm). Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung.

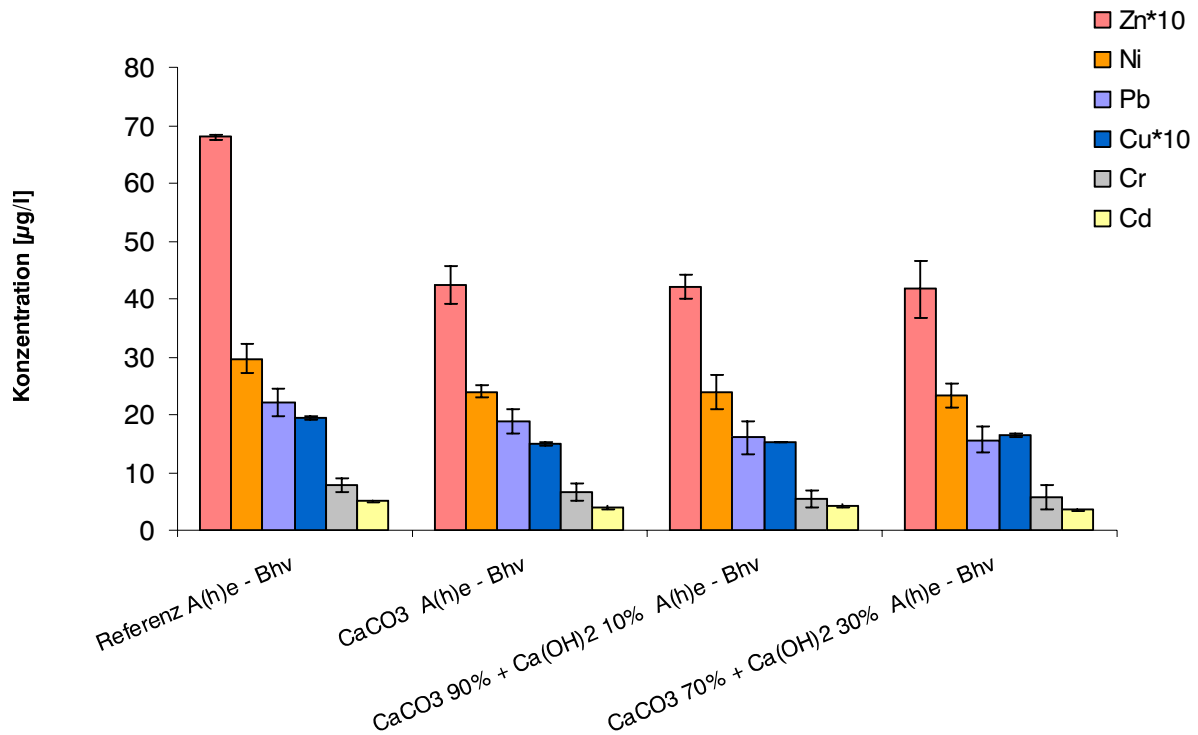


Abb. 30: Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation ohne und mit Zugabe von CaCO_3 und Ca(OH)_2 in verschiedenen Mischungsverhältnissen (10-25 cm). Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung.

Im Bodensättigungsextrakt des Oberbodens (0-10 cm) kommt es durch die pH-Wert Erhöhung zu einer eindeutigen Abnahme von Nickel, Blei, Chrom und Zink. Für Blei lässt sich sogar eine deutliche Absenkung der Konzentrationen unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV feststellen (Prüfwert Wirkungspfad Boden-Grundwasser: $25 \mu\text{g/l}$; Referenzprobe (21 Tage) 0-10 cm = $96 \mu\text{g/l}$). Die Konzentrationen von Zink überschreiten in beiden Horizonten der Referenzprobe die Prüfwerte deutlich (Prüfwert: $500 \mu\text{g/l}$; Referenz 0-10 cm = $1616 \mu\text{g/l}$). Innerhalb der Kalkvarianten zeigt sich dagegen eine deutliche Absenkung der Zinkkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt, der Prüfwert wird dennoch weiterhin überschritten.

Die Schwermetallkonzentrationen von Nickel und Chrom überschreiten die Prüfwerte auch in der Referenzprobe nicht, eine Tendenz der Abnahme der Konzentrationen in fast allen gekalkten Proben ist jedoch feststellbar. Für Cadmium lässt sich diese Tendenz ebenfalls beobachten, die sich aber aufgrund der Streuung statistisch nicht absichern lässt. Vergleicht man die einzelnen Kalkvarianten untereinander, so zeigen sich keine signifikanten Unterschiede der einzelnen Schwermetallkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt. Die Abb. 31 verdeutlicht noch einmal beispielhaft die Reduzierung der Desorption von Cadmium innerhalb der Bodensättigungsextrakte durch die Zugabe von Ca(OH)_2 und CaCO_3 im Oberboden.

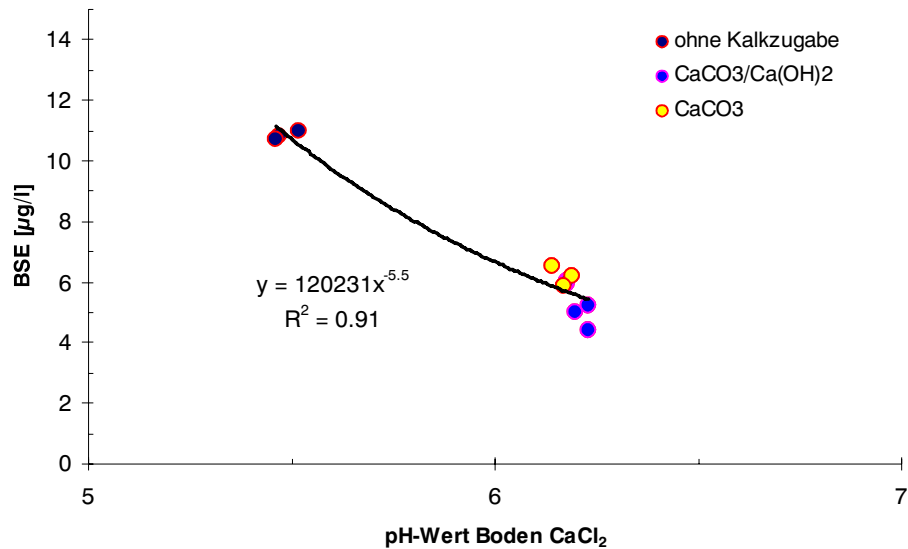


Abb. 31: pH-Wert(CaCl₂) im Boden und Cadmium im Sättigungsextrakt nach Beendigung Versuche (Inkubation 21 Tage) unter Zugabe von CaCO₃ und Ca(OH)₂.

Die Konzentration von Cadmium im BSE wird hier um bis zum 50% reduziert. Bezüglich der Reduktion kann bei allen Schwermetallen nicht ausgeschlossen werden, dass es innerhalb des Bodens bzw. der Bodenlösung zusätzlich zum pH-Wert Effekt, auch zur Fällung bzw. Sorption an noch nicht aufgelösten Kalkpartikeln gekommen ist (vgl. Lindsay, 1979; McBride 1981; Illera, 2004; Lombi et al. 2003). Die Erniedrigung der Konzentrationen muss somit keine ausschließliche Folge der pH-Wert Erhöhung sein. Die Abb. 32 zeigt die Veränderung der pH-Werte im Bodensättigungsextrakt nach 21 Tagen Inkubation. Dabei erreicht die Mischung 70 % CaCO₃ und 30 % Ca(OH)₂ in beiden Horizonten den höchsten pH-Wert Anstieg innerhalb der Inkubationszeit.

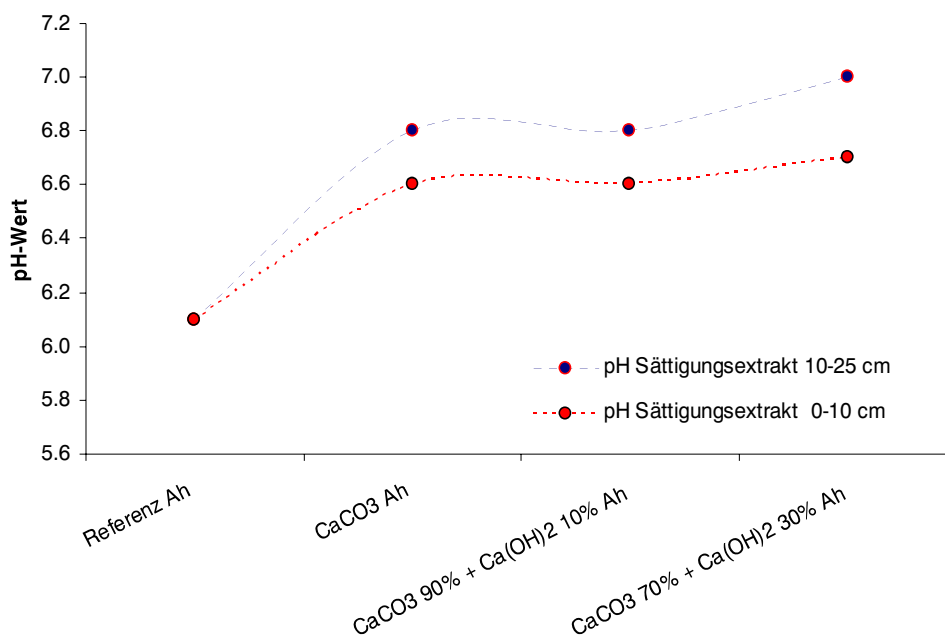


Abb. 32: pH-Werte der Bodensättigungsextrakte des ARB nach 21 Tagen Inkubation ohne und mit Zugabe von CaCO₃ und Ca(OH)₂ in verschiedenen Mischungsverhältnissen (0-10 cm und 10-25 cm)

4.5 Säulenversuche

Die aufgrund der BSE Versuche ausgewählten Kalke bzw. Kalkmischungen wurden im Labor innerhalb von Säulenversuchen weiter untersucht. Nach einer Bewässerungsgabe von umgerechnet insgesamt 230 l/m^2 , was einem Austausch von etwa 6 Porenvolumen entspricht, wurden die Säulenversuche abgeschlossen und ausgewertet. Bei einer berechneten Versickerungsrate von etwa $70 \text{ l/m}^2 \cdot \text{a}$ am Standort Grunewald (Bereich 10 m Entfernung vom Straßenrand) umfasst die Bewässerungsmenge somit einer mittleren Sickerwasserrate von etwa drei Jahren. Nach Abschluss wurden die Säulen in Zentimeterabschnitten „geschlachtet“. An den Teilproben wurden die pH-Werte gemessen und Elutionsversuche durchgeführt.

4.5.1 Vergleich der Eluatkonzentrationen der Säulenvarianten

Insgesamt lassen sich innerhalb des gesamten Bewässerungszeitraumes bei den Schwermetallkonzentrationen der Eluate der gekalkten Varianten keine quantifizierbaren Unterschiede zu den Kontrollen und untereinander feststellen. Vielmehr zeigen alle Konzentrationen der Säulen einen sehr ähnlichen Verlauf. Lediglich die Calcium-, Kalium- und Magnesiumkonzentrationen sind gegen Ende der Bewässerungsperiode gegenüber den Kontrollen leicht erhöht (siehe Anhang).

Dieser einheitliche Konzentrationsverlauf in allen Säulenvarianten lässt sich durch die langsam fortschreitende Auflösung der aufgebrauchten Kalke erklären. Über den gesamten Bewässerungszeitraum ist bei beiden Kalkvarianten lediglich eine pH-Wert Erhöhung über eine Tiefe von wenigen Zentimetern zu beobachten (siehe Kap. 4.5.4).

Da sich eine Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser aufgrund von Sorptionsprozessen an der Bodenmatrix nur sehr langsam vollzieht, scheinen diese geringen Veränderungen des pH-Wertes innerhalb der ersten Zentimeter keinen Einfluss auf die Eluatkonzentrationen am unteren Säulenrand zu haben.

Die Abb. 33 bis Abb. 35 zeigen exemplarisch die Veränderungen der Eluatkonzentrationen der Säulenvarianten für die Schwermetalle Nickel, Zink und Kupfer innerhalb des gesamten Bewässerungszeitraumes (weitere Eluatkonzentrationen siehe Anhang). Nach hohen Anfangskonzentration von Zink (First Flush), kommt es zu einer gleichmäßigen Abnahme der Zinkkonzentrationen in allen Eluaten. Die Kupfer- und Nickelkonzentrationen steigen nach anfänglich niedrigen Konzentrationen bis zur Bewässerungsmenge von 100 l/m^2 steil an und sinken dann kontinuierlich ab. Chrom und Cadmium haben am Anfang der Bewässerung ihre Konzentrationsmaxima und sinken über den gesamten Zeitraum ab. Die gemessenen Bleikonzentrationen zeigen wiederum ein anderes Bild (siehe Anhang). Diese steigen ab einer Bewässerungsmenge von etwa 150 l/m^2 wiederholt steil an und haben bis zur Beendigung der Bewässerung noch kein einheitliches Plateau erreicht.

Durch eine Homogenisierung, Austrocknung und Wiederbefeuchtung des Bodenmaterials beim Aufbau der Säulen kann es zu einer Erhöhung der DOC- und DOM-Freisetzung kommen (Kreutzer 1995, Haider 1996).

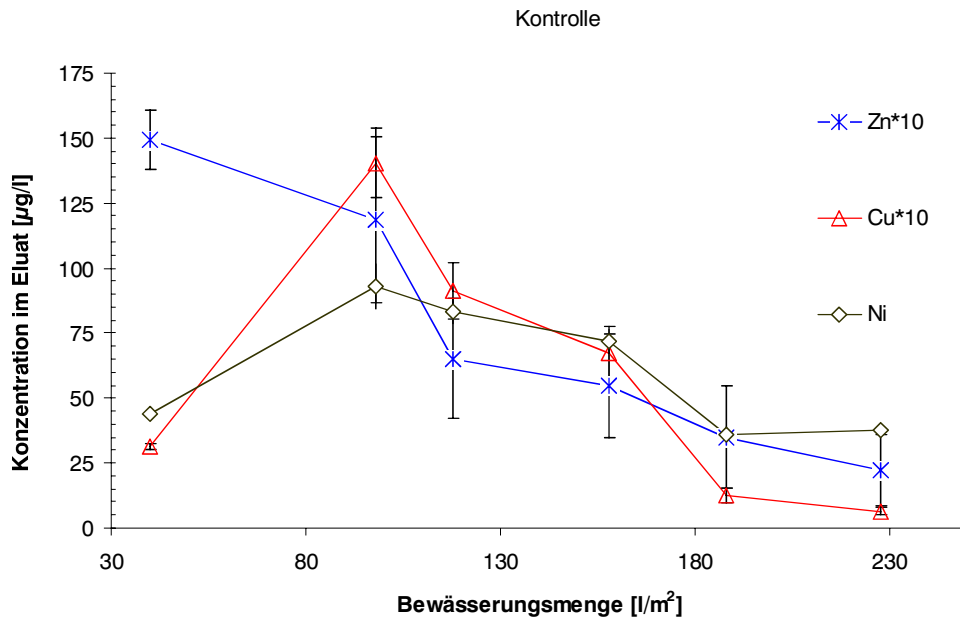


Abb. 33: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Ni, Zn, Cu) der Kontrollsäulen während des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken= Standardabweichung)

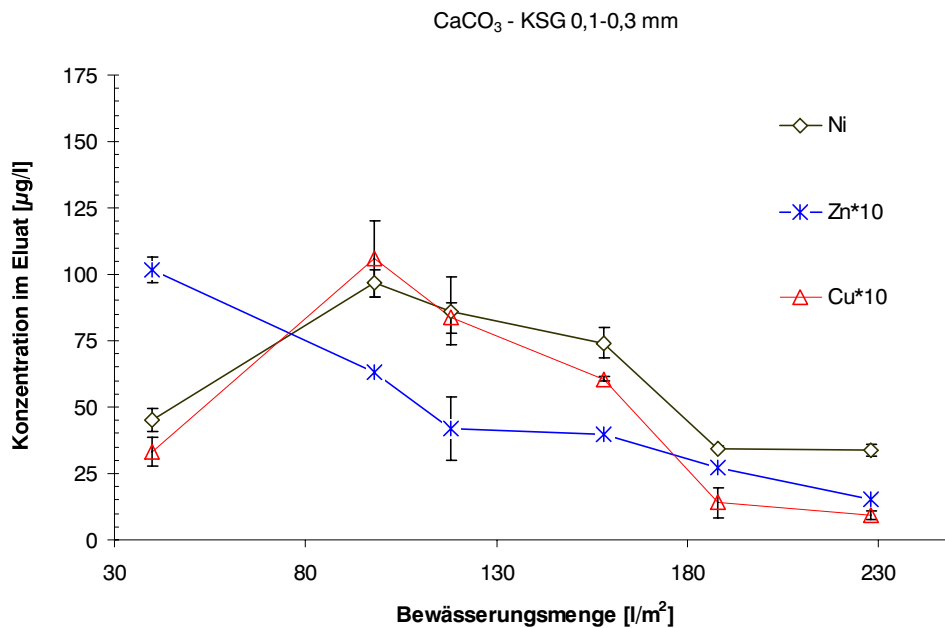


Abb. 34: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Ni, Zn, Cu) der mit Calciumcarbonat beaufschlagten Säulen während des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken= Standardabweichung)

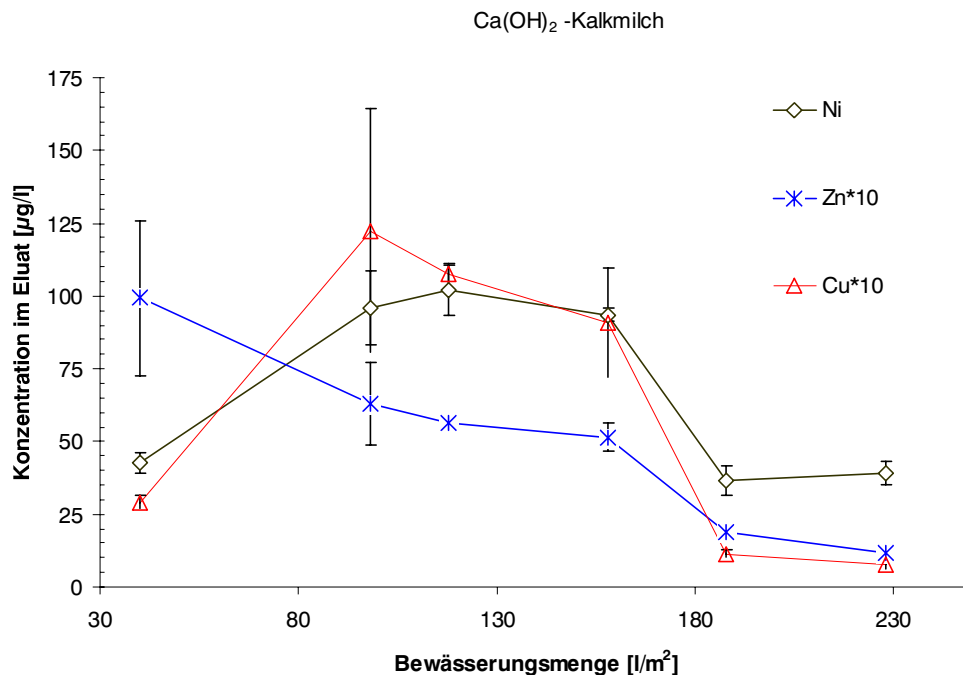


Abb. 35: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Ni, Zn, Cu) der mit Calciumhydroxid beaufschlagten Säulen während des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken= Standardabweichung)

Andersson (1998) erklärt eine erhöhte Freisetzung mit dem plötzlichen Anstieg der Wassergehalte innerhalb von Säulenversuchen, aufgrund dessen es zu einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität in humusreichen Horizonten kommt.

Da Kupfer und Blei stabile Komplexe mit den organischen Bodenkomponenten bilden, könnte eine erhöhte DOC Freisetzung die steilen Konzentrationsanstiege von Blei und Kupfer in den Eluaten erklären. Eine weitere Erklärung für den Anstieg von Blei könnte auch das Auftreten von reduzierenden Bedingungen am unteren Säulenrand sein, da unter diesen Bedingungen eine stärkere Bildung von löslichem Pb stattfindet (Herms und Brümmer 1984). Durch vernässungsbedingte mikrobiellen Reduktionsvorgänge können zusätzlich die an den Oxidmineralen adsorbierten Schwermetalle freigesetzt werden (Gerth und Brümmer 1983). Insgesamt konnten innerhalb der Varianten keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Kupfer- und Bleikonzentrationen festgestellt werden, obwohl aus der Literatur bekannt ist, dass Kalkungsmaßnahmen, bzw. pH-Wert Anhebungen eine DOC Freisetzung erhöhen und damit eine verstärkte Mobilisierung von Kupfer und Blei bedingen können (Kreutzer, 1989).

4.5.2 Entwicklung des pH-Wertes in den Eluaten

Betrachtet man die pH-Werte der Säuleneluaten, so zeigt sich ein gleichmäßiger und stetiger Anstieg innerhalb aller Varianten. Die Abbildung 36 zeigt, dass sich während der gesamten Bewässerungszeit keine pH-Wert Unterschiede in den Eluaten der gekalkten Varianten im Vergleich zu den Säulenkontrollen zeigen (Abb.36).

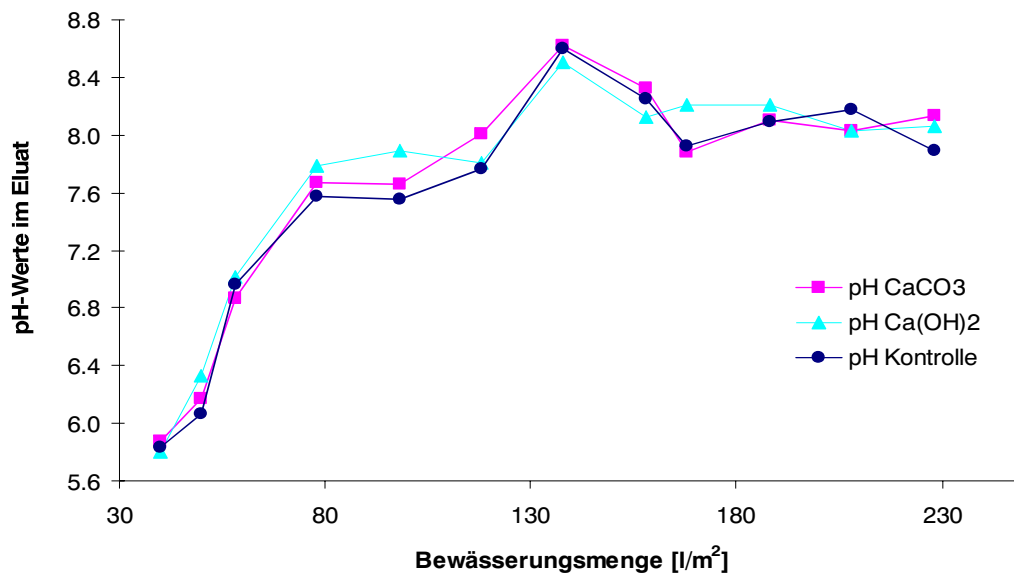


Abb. 36: pH-Wert Verlauf in den Eluaten der verschiedenen Varianten während des Bewässerungszeitraumes

Vielmehr steigen die pH-Werte innerhalb der Eluate aller Varianten gleichmäßig an. Als Hauptursache dieses Anstieges werden die durch die unteren Randbedingungen auftretende reduzierende Bedingungen im A(e)h- Bhv Horizont 10-20 cm vermutet. Da dieser Horizont einen relativ hohen Gehalt an organischer Substanz besitzt (Humusgehalt von 3.6 M.%) und die Intensität der mikrobiell ausgelösten Redoxprozesse stark vom Gehalt an organischer Bodensubstanz abhängt, kann es nach einer Wassersättigung zu einer Abnahme der Redoxpotentiale kommen. Mit sinkenden Redoxpotentialen können pH-Wert Veränderungen auftreten.

Die pH-Werte in schwach bis mäßig sauren Böden können dadurch ansteigen, da für die Reduktion der oxidierten Substanzen H⁺-Ionen verbraucht werden (Scheffer/Schachtschabel, 2002).

4.5.3 Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit im Sickerwasser

Die Kurven der elektrischen Leitfähigkeit im Sickerwasser der Kontrolle und der gekalkten Varianten zeigen einen ähnlichen Verlauf. Die Abb.37 zeigt bis zu einer Bewässerungsmenge von 80 l/m² einen gleichmäßigen Rückgang von 1250 μ S/cm auf 800 μ S/cm. Die elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser beider Kalkvarianten ist ab einer Bewässerungsmenge von etwa 150 l/m² gegenüber den Kontrollen leicht erhöht. Diese Erhöhung verläuft parallel zu einem Anstieg der Kationen Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ im Sickerwasser der beiden Kalkvarianten (siehe Anhang).

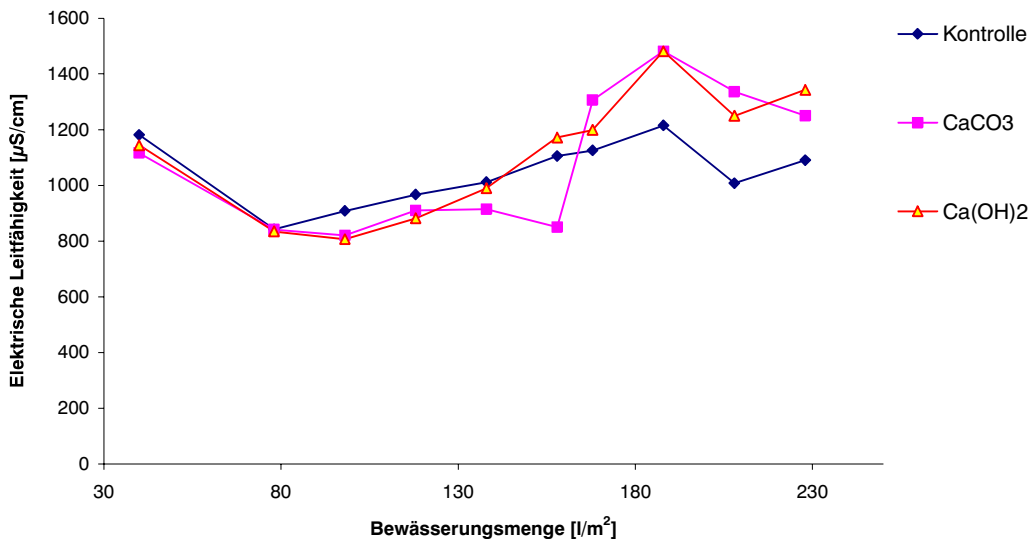


Abb. 37: Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit der Säulenvarianten während des Bewässerungszeitraumes

4.5.4 Entwicklung des pH-Wertes innerhalb der Säulen

In Abb.38 ist die Entwicklung des pH-Wertes in den verschiedenen Tiefenstufen der Säulenvarianten 4 Monate nach der Kalkung dargestellt. Es zeigt sich, dass die Kalkung in beiden Kalkvarianten zu einem deutlichen Anstieg des pH-Wertes im Oberboden geführt hat. Der pH-Wert der mit CaCO₃ beaufschlagten Säule ist bis in eine Tiefe von etwa 4 cm erhöht, wobei eine signifikante Anhebung nur innerhalb der ersten zwei Zentimeter festzustellen ist. Danach zeigt sich nur noch eine geringe Erhöhung der Bodenreaktion um pH 0.2. Ab einer Tiefe von 5 cm sind keine signifikanten pH-Wert Änderungen gegenüber der Kontrolle festzustellen (siehe Anhang). Eine pH-Wert Veränderung der mit Ca(OH)₂ beaufschlagten Säule lässt sich ebenfalls bis in eine Tiefe von etwa vier Zentimeter beobachten, der pH-Wert liegt jedoch um etwa 0.5 bis 1 Punkt höher, als bei der mit CaCO₃ beaufschlagten Säule. Zudem deutet sich eine stärkere pH-Wert Änderung in der Tiefe bis 10 cm an.

Die pH-Werte ab einer Tiefe von 6 bis 10 cm liegen gegenüber den Kontrollen und der mit CaCO₃ beaufschlagten Säulen um pH 0.2-0.4 höher, welches zum einen auf eine schnellere Wirksamkeit (Reaktion) hindeutet, zum anderen aber auch durch die flüssige Applikation bedingt sein kann. Eine Anhebung der pH-Werte um den Neutralbereich über die gesamte Tiefe ist in keiner der gekalkten Säulenvarianten gelungen.

Die festgestellte pH-Wert Tiefenentwicklung stimmt gut den in der Waldschadensforschung ermittelten Werten überein. Marschner (1990) stellte bei der Auswertung einer Meliorationskalkung im Grunewald innerhalb von fünf Jahren lediglich eine Zunahme des pH-Wertes in der organischen Auflage fest. Diese langsame Verlagerung wird vor allem damit erklärt, dass der Neutralisationsschritt von CaCO₃ meist in unmittelbarer Nähe des Kalkkornes abläuft und damit nur langsam in die Tiefe wirkt (ebd. 1990). Gensior (1995) ermittelte bei Säulenversuchen mit Kalkaufbringung eine Veränderung des pH-Wertes bis in eine Tiefe von 5 cm bei einer Bewässerungsmenge von 637 l/m², was im Vergleich zu oben durchgeführten Versuchen der dreifachen Bewässerungsmenge entspricht.

Eine Verlängerung der Versuchszeit oder Erhöhung der Bewässerungsraten zur Erreichung dieses Ziels wären wahrscheinlich nicht sinnvoll gewesen, da sie mit höherem C_{org} Abbau verbunden und somit Veränderungen der Zusammensetzung der Eluate verbunden wäre. Für weiterführende Untersuchungen sollten daher verschiedene pH-Wert Einstellungen des Bodens vor Einbau in die Säulen erfolgen.

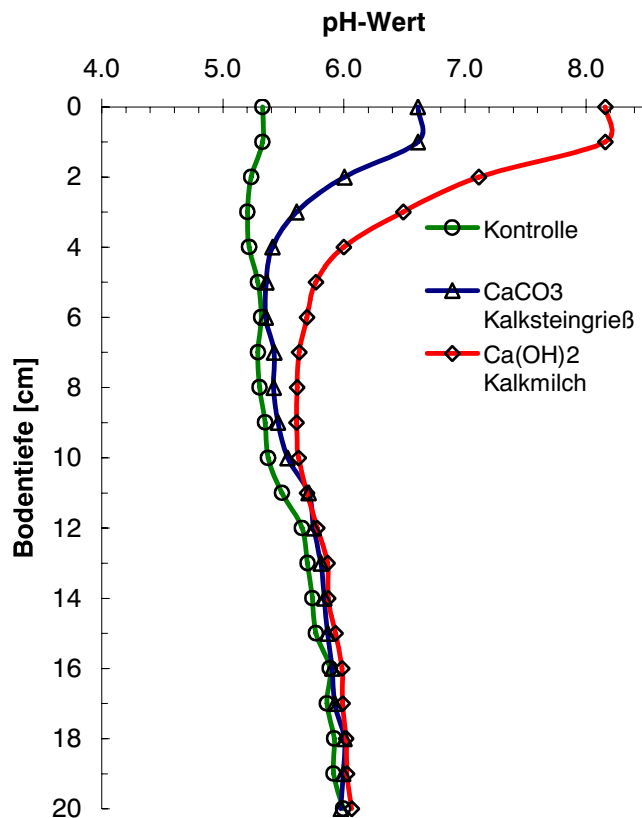


Abb. 38: Entwicklung der Bodenreaktion (pH $CaCl_2$) der Säulenvarianten in der Tiefe [cm]

4.5.5 Elution ausgewählter Beprobungstiefen der Säulenversuche (S4 Elution)

Zur Bestimmung der Veränderung der wasserlöslichen Fraktionen der Schwermetalle innerhalb der Säulen wurden nach Abschluss des Säulenversuches Proben Zentimeterweise aus der Säule geschnitten, luftgetrocknet und anschließend mit Wasser eluiert. Der erste Zentimeter wurde aufgrund der direkten Aufbringung des Kalkes auf die Bodenoberfläche und der noch nicht vollständigen Auflösung nicht mitbeprob.

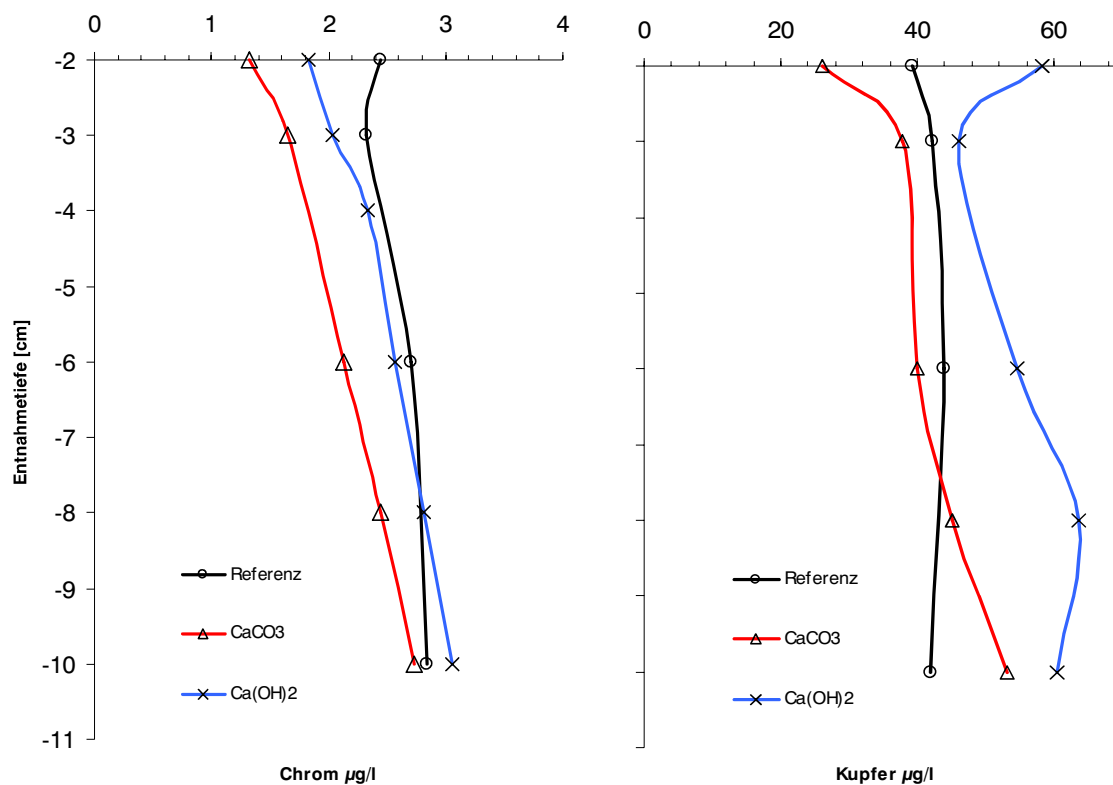


Abb. 39: Mittelwerte der S4 Elution der wasserlöslichen Fraktion von Chrom (links) und Kupfer (rechts) im Tiefenprofil 0-10 cm der Säulenproben

Die Abb. 39 zeigt die Mittelwerte der ausgeschüttelten Proben des Säulenversuches für die Schwermetalle Chrom und Kupfer. Im Tiefenprofil der mit CaCO_3 beaufschlagten Säule ist gegenüber der Referenzsäule für Chrom und Kupfer eine deutliche Reduzierung der wasserlöslichen Fraktion innerhalb der ersten drei Zentimeter zu erkennen. Diese Reduzierung korreliert mit der Anhebung des pH-Wertes von rund einer pH-Wert Stufe gegenüber der Referenzsäule. Auch bei der mit Ca(OH)_2 beaufschlagten Säule ist eine Reduzierung der wasserlöslichen Fraktion von Chrom erkennbar, welche jedoch weniger stark ausgeprägt ist.

Bei dem Element Kupfer ist ein gegenläufiger Trend zu beobachten, die wasserlösliche Fraktion von Kupfer der mit Ca(OH)_2 beaufschlagten Säule ist gegenüber der Referenzsäule vor allem in den ersten Zentimetern stark erhöht und setzt sich weiter in die Tiefe fort. Der pH-Wert im zweiten Zentimeter liegt gegenüber der CaCO_3 Säule um etwa 0,7 Einheiten höher, gegenüber der Referenzsäule um etwa 2 Einheiten.

Aus der Literatur ist ferner bekannt, dass mit steigenden pH-Werten die Lösungskonzentrationen der Schwermetalle Zink, Cadmium, Kupfer und Blei deutlich abnehmen, ein spezifisches Löslichkeitsminima erreichen und zum alkalischen Bereich wieder ansteigen können (Herms und Brümmer 1984). Eine Kalkung, bzw. eine Anhebung des pH-Wertes in diesen Bereich kann zu einer zunehmenden Löslichkeit der organischen Komplexbildner, zu einem Abbau von organischer Substanz sowie zu einer verstärkten Löslichkeit von DOC führen (McLaren et al. 1983, Kreutzer 1995).

In der Literatur ist eine zunehmende Löslichkeit organischer Komplexbildner durch eine pH-Wert Einstellung mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ über einen pH-Wert von 7 nachgewiesen (vgl. Herms 1982, Herms und Brümmer 1984). Da Kupfer verstärkt an die organischen Bodenbestandteile gebunden ist, könnte dieser Effekt eine zusätzliche Erklärung für die stärkere Löslichkeit von Kupfer in den geschüttelten Proben der mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ beaufschlagten Säulen gegenüber den Proben der CaCO_3 - und der Referenzsäulen sein.

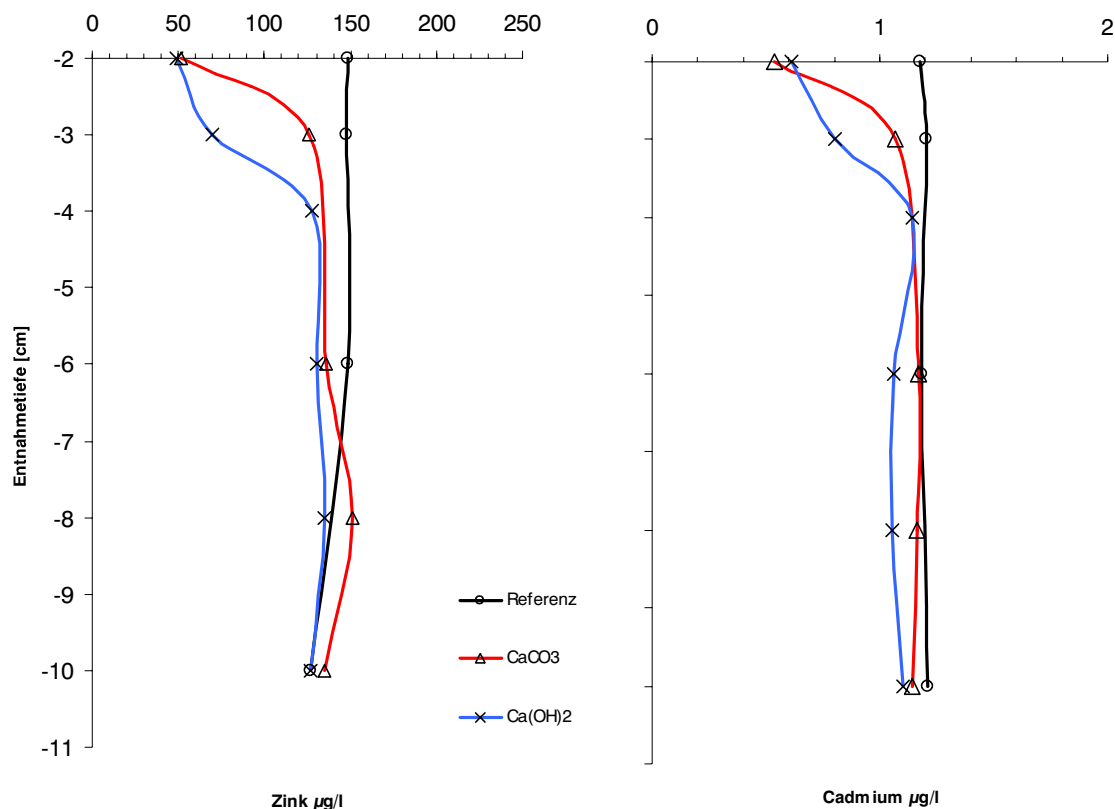


Abb. 40: Mittelwerte der S4 Elution der wasserlöslichen Fraktion von Zink (links) und Cadmium (rechts) im Tiefenprofil 0-10 cm der Säulenproben

Die Abb. 40 zeigt die ausgeschüttelten Proben des Säulenversuches für die Schwermetalle Zink und Cadmium. Ebenfalls zeigt sich eine signifikante Reduzierung der wasserlöslichen Fraktionen von Zink und Cadmium innerhalb der obersten Zentimeter bei beiden Kalkungsvarianten gegenüber der Referenzsäule. Der Einfluss ist bis in eine Tiefe von etwa vier Zentimeter sehr deutlich zu erkennen. Dabei ist der immobilisierende pH-Wert Effekt der mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ beaufschlagten Säule bei beiden Elementen stärker ausgeprägt, als bei der CaCO_3 Variante. Gut zu erkennen ist weiterhin das aufgrund der chemischen Verwandtschaft von Zink und Cadmium vergleichbares Löslichkeitsverhalten.

4.6 Freilandversuch Messstelle Avus BAB A115

4.6.1 Veränderung des pH-Wertes in der Bodenlösung

Anhand des Jahresverlaufes des pH-Wertes im Bodensickerwasser des Abstandes 2,5 m und 7,5 m der mit CaCO_3 beaufschlagten Messstelle und des Abstandes 10 m Entfernung

vom Straßenrand soll ein Eindruck über die Größe, die Veränderung und die Variabilität des pH-Wertes der Bodenlösung auf den gekalkten und der ungekalkten Fläche gegeben werden (Abb. 41 ff). Die pH-Werte der Bodenlösung in 2,5 m Entfernung zum Fahrbahnrand liegen in allen Tiefen mit Werten um 7,5 bis 8 im neutralen bis alkalischen Bereich (Abb. 41). Dies korreliert gut mit den in dieser Entfernung aufgenommenen Boden-pH-Werten. Die hohen pH-Werte wiederum erklären sich vor allem durch den beschriebenen Bankettaufbau und die basischen Staubeinträge aus dem Fahrbahnabrieb (siehe Kap. 4.3).

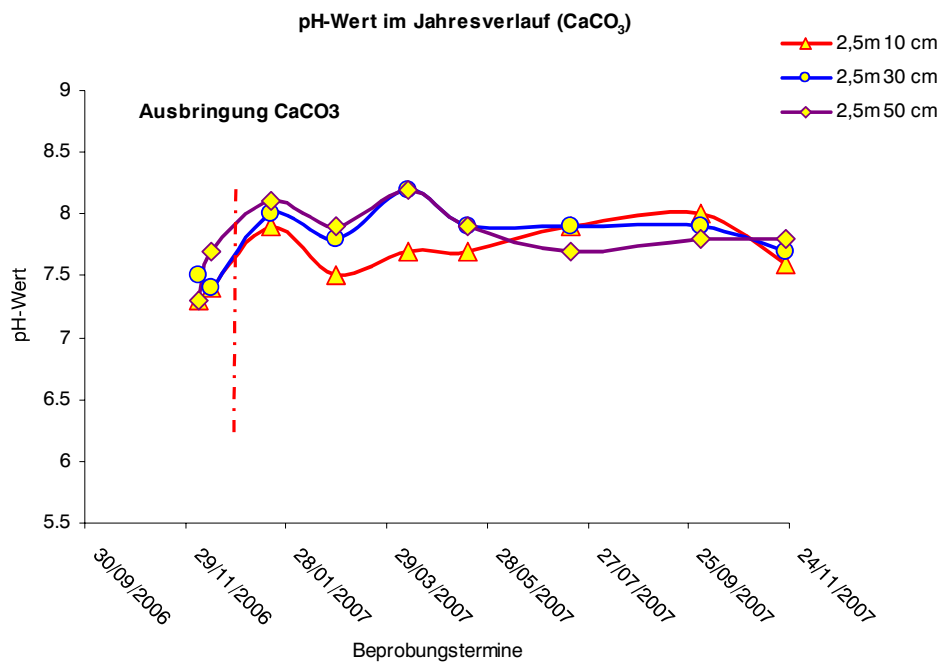


Abb. 41: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (CaCO_3)

Insgesamt zeigt sich in allen Tiefen einen relativ einheitlicher Verlauf des pH-Wertes über den gesamten Messzeitraum. Gleiches zeigt sich sowohl für die Referenz- als auch die Ca(OH)_2 -Fläche (Abbildungen im Anhang). Der Einfluss des ausgebrachten Kalkes ist aufgrund des schon vorliegenden hohen pH-Wert Bereiches auf beiden gekalkten Flächen nicht zu erkennen.

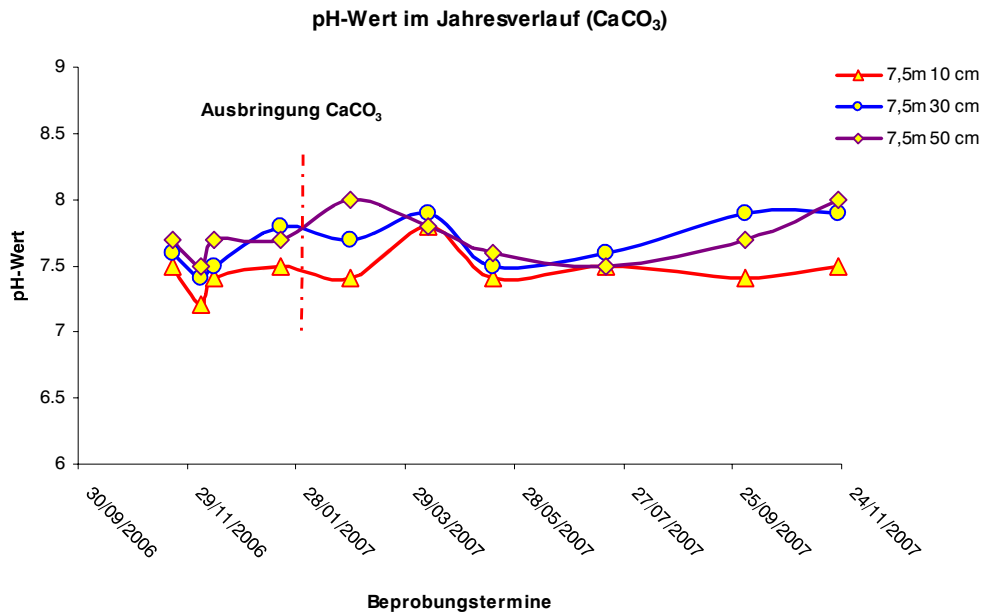


Abb. 42: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (CaCO₃)

Einen ähnlichen Verlauf zeigt auch die Auswertung der pH-Werte der Bodenlösung für den Bereich um 7,5 m Entfernung vom Straßenrand (Abb. 42). Die Werte sind gut mit den Werten des Bereiches 2,5 m vergleichbar. Der Einfluss der Straße, bezüglich der pH-Wert Erhöhung des Bodens durch basische Einträge, spielt auch in diesem Bereich noch eine entscheidende Rolle. Da die Mobilisierung von Schwermetallen stark pH-Wert abhängig ist und die Grenz-pH-Werte im Oberboden für eine beginnende Mobilisierung in dem Bereich 2.5 m bis etwa 8 m Entfernung vom Straßenrand nur selten unterschritten werden (siehe Kap. 4.2.3), wird im folgenden auf den Bereich um 10 m Entfernung vom Straßenrand (Boden-pH-Wert im Bereich von 4.3-5.0) eingegangen (Abb. 43 bis Abb. 45).

Vergleicht man die Mittelwerte des pH-Wertes der Referenzfläche mit der Fläche auf der Ca(OH)₂ ausgebracht wurde, so zeigt sich in allen Beprobungstiefen ein sehr ähnlicher Verlauf. Die Schwankungen innerhalb einer halben pH-Wert Einheit sind auf beiden Flächenteilen gleich ausgeprägt. Hierbei scheint es sich allein um die räumliche und zeitliche Variabilität der pH-Werte innerhalb der Bodenlösung zu handeln. In der Tiefe von fünfzig Zentimeter sind diese Schwankungen am geringsten ausgeprägt (Abb. 43 u. Abb. 44).

Nach einem anfänglich erhöhten pH-Wert, der sich durch eine noch nicht vollständig abgeschlossene Konditionierung der Saugsonden erklären könnte, zeigt sich innerhalb der folgenden zehn Monate ein relativ einheitlicher Verlauf um einen pH-Wert von 4.8-5.0.

Einen ähnlichen Verlauf zeigen auch die pH-Werte der Bodenlösung in einer Tiefe von dreißig Zentimetern, die sich bis auf kurzweilige Erhöhungen in den Monaten Februar bis März auf ein einheitliches Niveau einpendeln. Grundsätzlich lässt sich dies auch für die Tiefe von zehn Zentimetern beschreiben.

Auf der Ca(OH)_2 Fläche ist nach der Beprobung am 22.11.2007 ein steiler Anstieg des pH-Wertes in der Bodenlösung zu beobachten. Der Anstieg tritt in den Bodenlösungen aus mehreren Saugsonden auf und ist nicht durch einen „Ausreißer“ einer Einzelmessung zu erklären. Der Anstieg könnte den erstmaligen Einfluss des aufgebracht Calciumhydroxides in einer Tiefe von 10 cm signalisieren.

In allen anderen Tiefen ist der Einfluss des Kalkes auf den pH-Wert der Bodenlösung nicht erkennbar.

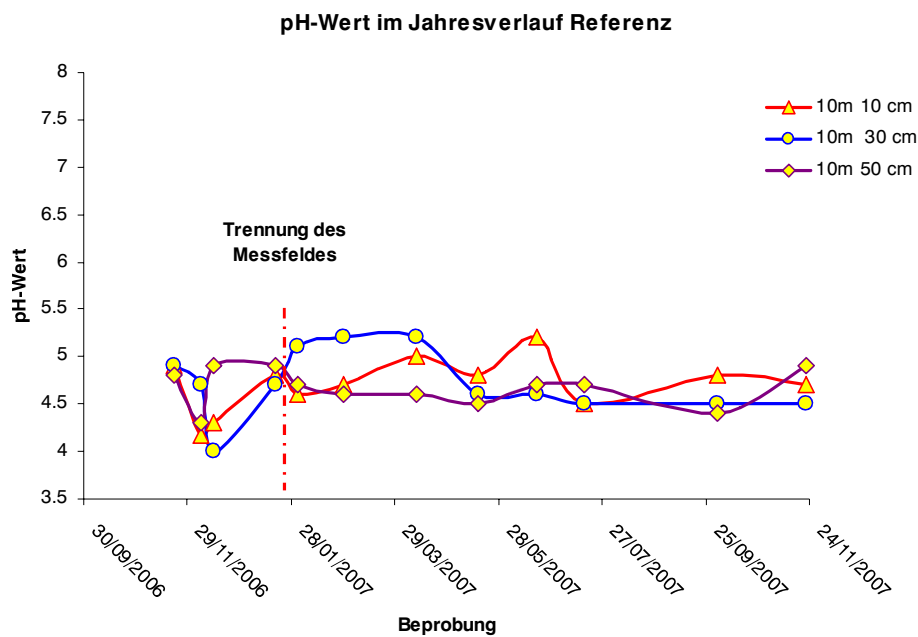


Abb. 43: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (Referenz)

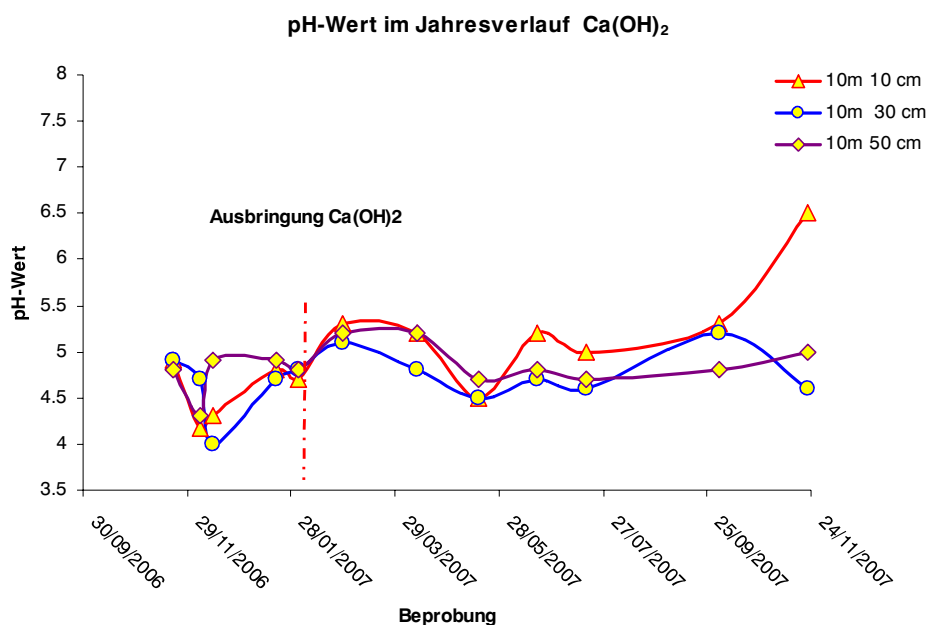


Abb. 44: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (Ca(OH)_2)

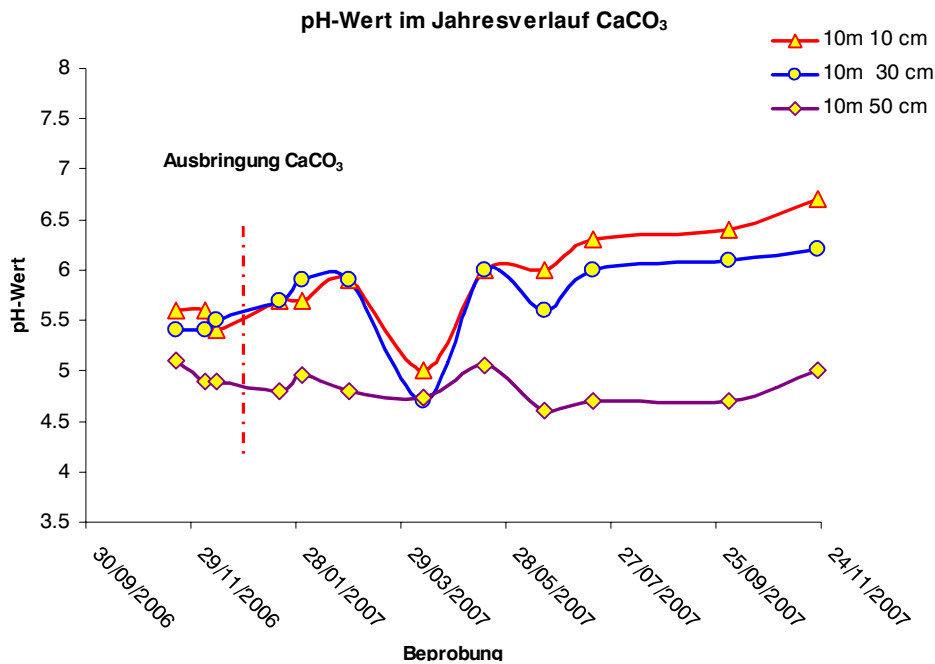


Abb. 45: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 10 m vom Straßenrand (CaCO₃)

Abb. 45 zeigt den pH-Wert in der Bodenlösung der CaCO₃ Fläche. Im Gegensatz zu der Referenzfläche und der Ca(OH)₂ Fläche liegt der pH-Wert der Bodenlösung durchweg um eine halbe bis eine pH-Wert Stufe höher. Dies liegt vor allem an der Heterogenität des Standortes, die sich in diesem Fall auch durch einen höheren pH-Wert im Oberboden auf dem Messstellenbereich der CaCO₃ Fläche nachvollziehen lässt. In der Tiefe von fünfzig Zentimetern lässt sich eine vergleichbare pH-Wert Entwicklung der Bodenlösung entsprechend der Referenz- und der Ca(OH)₂ Fläche erkennen. Die pH-Werte der Bodenlösung zeigen einen relativ schwankungsfreien Jahresverlauf um pH 4.7 -5.0. Bis auf eine starke Erniedrigung des pH-Wertes im April 2007 lässt sich dieser einheitliche Verlauf auch für die Tiefe von dreißig Zentimetern beschreiben. Die pH-Werte der gewonnenen Bodenlösung in zehn Zentimetern zeigen dagegen einen anderen Verlauf. Ab Mitte Juni 2007 steigt der pH-Wert der Bodenlösung gegenüber dem pH-Wert von ~ 6 leicht an, ein Trend der Erhöhung des pH-Wertes der Bodenlösung ist demnach auch auf der mit CaCO₃ beaufschlagten Fläche erkennbar.

4.6.2 Veränderung der Boden-pH-Werte in der Tiefe

Auf der mit CaCO_3 beaufschlagten Messfläche wurden vor der Ausbringung des Kalkes mit einem Bohrstock Bodenproben direkt hinter den Saugsonden entnommen. An den Bodenproben wurde der pH-Wert in CaCl_2 bestimmt. Zwölf Monate nach der Kalkung wurde die Entnahme und die pH-Wert Messung wiederholt, um die Veränderungen des Boden pH-Wertes in der Tiefe zu quantifizieren.

Die Abbildung 46 zeigt die pH-Werte der verschiedenen Abstände vor und nach der Kalkung dargestellt als Tiefenprofil. Bei dem Abstand 2,5 m Entfernung zum Fahrbahnrand ist eine signifikante pH-Wert Erhöhung in den ersten zehn Zentimetern zu beobachten. Der pH-Wert erhöhte innerhalb eines Jahres um 0,3 Einheiten.

In einer Tiefe von 30 cm liegt der Boden pH-Wert ohne Kalkung von vornherein bei 6,8, weshalb sich innerhalb des Messzeitraumes keine signifikante pH-Wert Veränderung beobachten lässt. Bei 7,5 m Abstand zum Fahrbahnrand erhöhte sich der pH-Wert bis in eine Tiefe von 30 cm um etwa 0,4 Einheiten, in der Tiefe von 50 cm ließ sich keine Veränderung mehr feststellen.

Die größte pH-Wert Erhöhung im Oberboden zeigt sich bei dem Abstand von 10 m zum Fahrbahnrand. Die Ausgangs pH-Werte sind in diesem Bereich mit pH 4,8 am niedrigsten. Bis in eine Tiefe von 10 cm erhöhte sich der pH-Wert um 0,6 -0,7 Einheiten. Ab der Beprobungstiefe von 30 cm ist keine pH-Wert Erhöhung zu beobachten.

Die Ergebnisse korrelieren gut mit den Veränderungen der Bodenlösungs-pH-Werte der einzelnen Beprobungstiefen und Fahrbahnabständen (siehe Kap. 4.6.1)

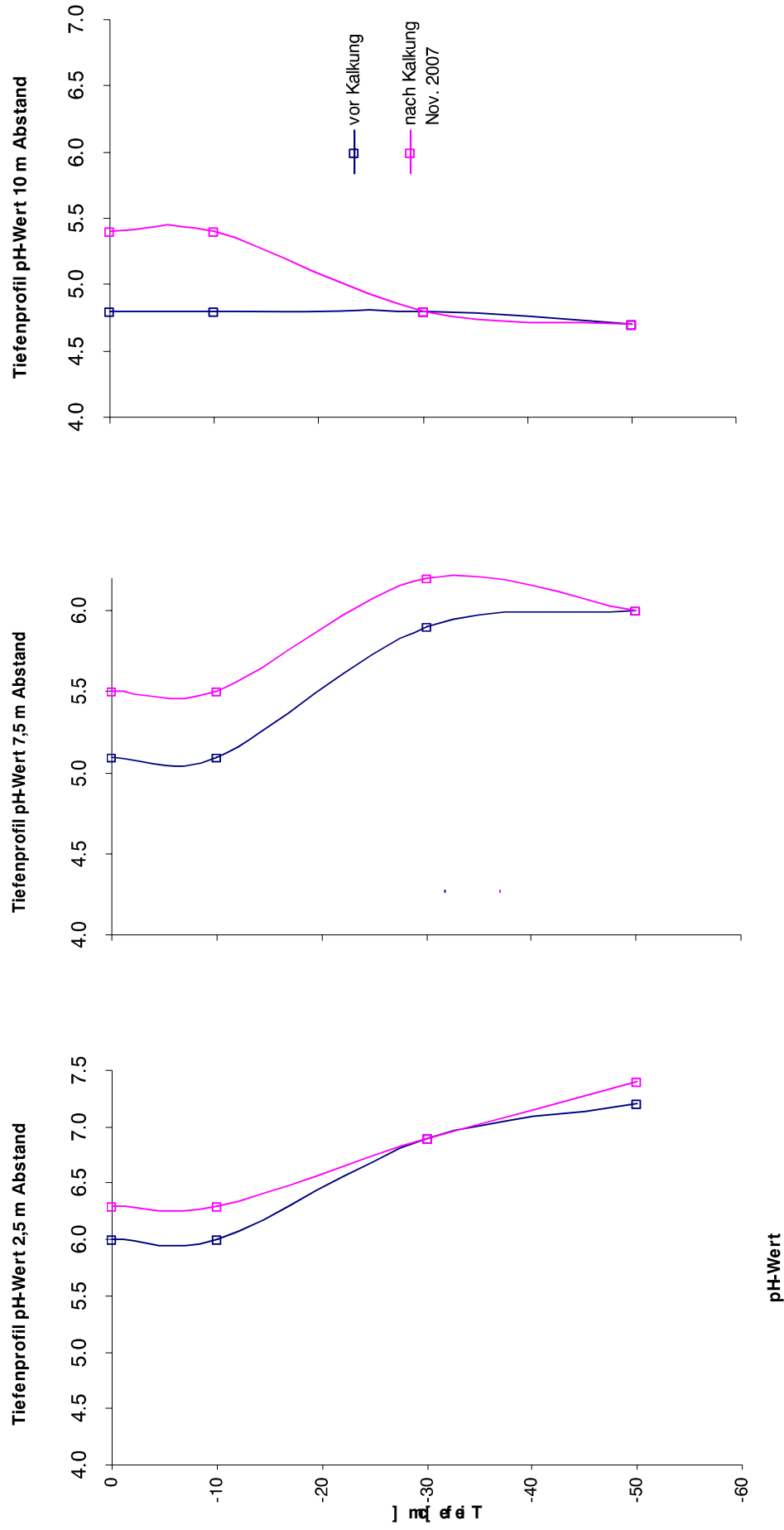


Abb. 46: pH-Werte im Boden (CaCl_2) auf der mit CaCO_3 beaufschlagten Fläche vor und nach der Kalkaufbringung (Beprobung November 2007) in den verschiedenen Abständen zur Fahrbahn und Bodentiefe

4.6.3 Schwermetalle im Sickerwasser

Die Abb. 47 zeigt die Konzentrationen von Chrom und Cadmium in einer Entfernung von 2,5 m vom Straßenrand der drei aufgenommenen Tiefenbereiche.

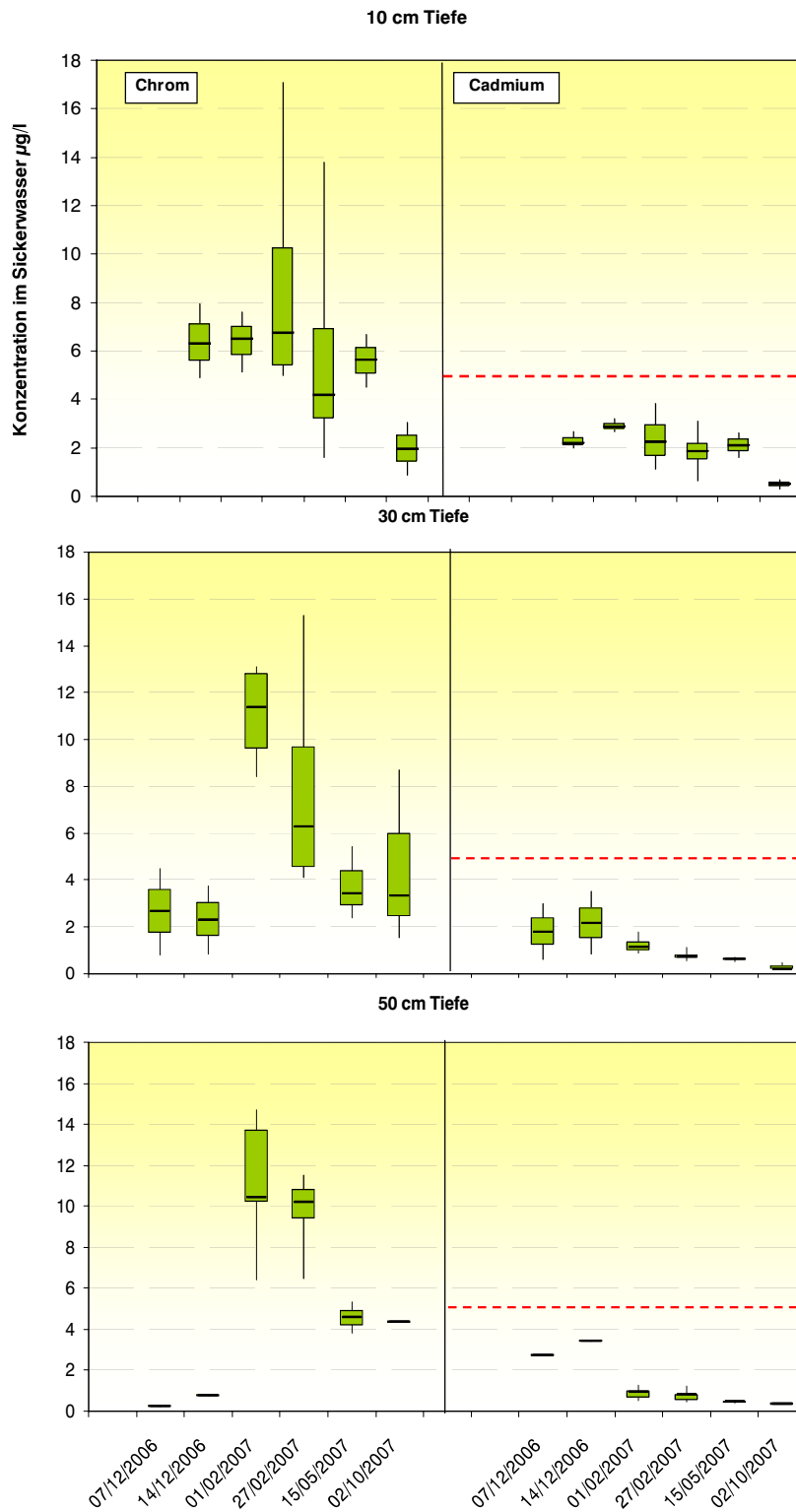


Abb. 47: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser verschiedener Tiefen – Abstand 2,5 m; Ca(OH)₂ –Fläche (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil; rote Linie= Prüfwert Wirkungspfad Boden Grundwasser der BBodSchV)

Die rote gestrichelte Linie zeigt den Prüfwert für den Wirkungspfad Boden -Grundwasser der BBodSchV. Für Chrom ist aufgrund der Skalierung keine Linie aufgetragen. Der Prüfwert für Chrom liegt bei 50 µg/l. Trotz hoher Einträge von Schwermetallen aus den Straßenverkehr, kommt es aufgrund der hier abgelagerten sorptionsfähiger Substrate und der hohen pH-Werte (siehe Kap. 4.1) zu keinen Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser. Dieses gilt auch für alle anderen Elemente, eine Ausnahme bildet hier Kupfer (Abb. 48). Bei Kupfer kommt es in einer Tiefe von 50 cm bei allen Beprobungsterminen und allen Flächen Ca(OH)₂, Referenz- und CaCO₃ Fläche zu Überschreitungen des Prüfwertes von 50 µg/l.

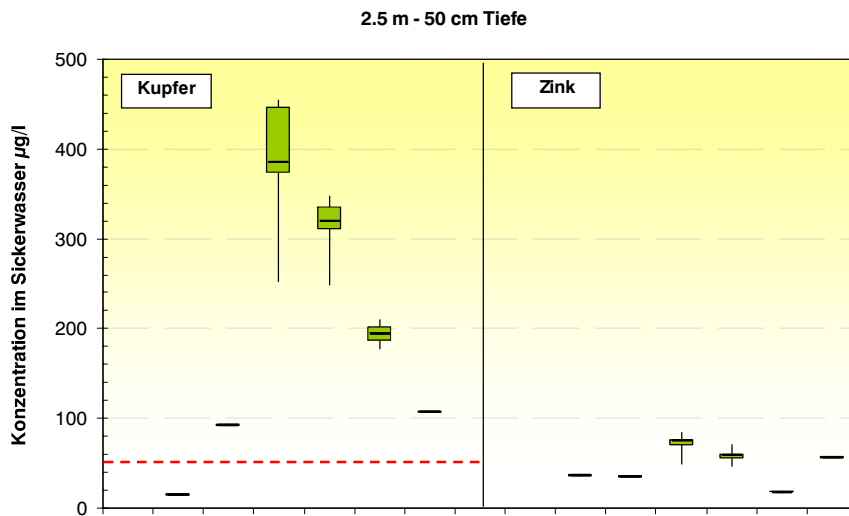


Abb. 48: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 2,5 m; Ca(OH)₂ – Fläche (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil; rote Linie= Prüfwert Wirkungspfad Boden Grundwasser der BBodSchV)

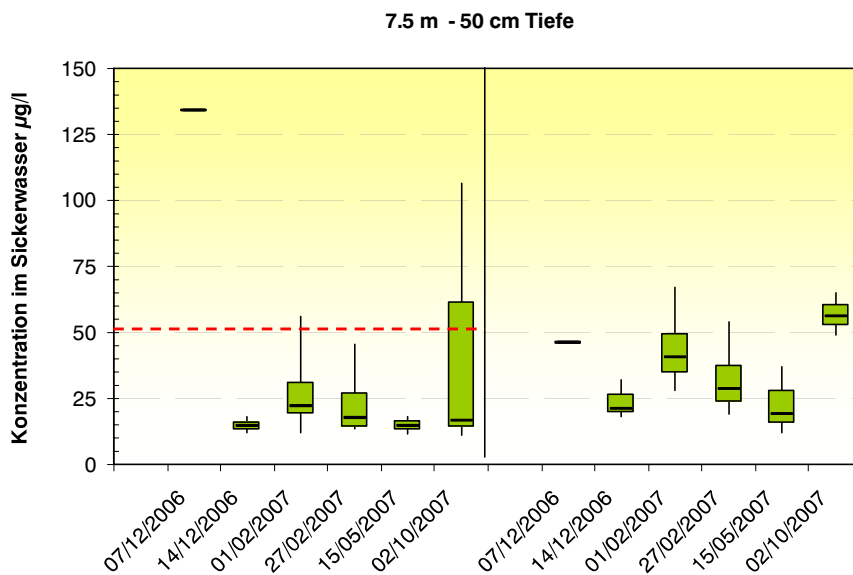


Abb. 49: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂ – Fläche (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil; rote Linie= Prüfwert Wirkungspfad Boden Grundwasser der BBodSchV)

Ein absinken aller anderen untersuchten. Elemente ist ebenfalls zu beobachten (siehe Anhang). Ein sehr ähnlicher Konzentrationsverlauf lässt sich für den Bereich 7,5 m Entfernung vom Straßenrand beschreiben. Wie in Kap. 4.6.1 beschrieben liegen die pH-Werte der Bodenlösung in dieser Entfernung bei allen aufgenommenen Tiefen im neutralen Bereich. Dieses spiegelt sich auch in den Sickerwasserkonzentrationen wider. Die Abb. 49 zeigt exemplarisch den Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen für Kupfer und Zink in einer Tiefe von 50 cm des Abstandes 7,5 m zum Fahrbahnrand. Die rote gestrichelte Linie zeigt den Prüfwert für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser der BBodSchV. Für Zink ist aufgrund der Skalierung keine Linie aufgetragen. Der Prüfwert für Zink liegt bei 500 µg/l. Die Sickerwasserkonzentrationen aller Schwermetalle (Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Ni) in den aufgenommenen Tiefen zeigen zu keinem Zeitpunkt Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV (Sickerwasserkonzentrationen im Anhang). Im Folgenden wird näher auf den Abstand 10 m Entfernung vom Straßenrand eingegangen, da in diesem Bereich niedrigere pH-Werte vorherrschen und die Schwermetallgehalte des Bodenfeststoffs noch stark erhöht sind. Die Abb. 50 zeigt die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der mit Ca(OH)₂ beaufschlagten Fläche in einer Tiefe von 10 cm. Die Aufbringung erfolgte am 01.02.2007, die Sickerwasserproben, die bis einschließlich 01.02.2007 genommen worden sind, müssen in diesem Fall als Referenz (Sickerwasserkonzentrationen vor Ausbringung) betrachtet werden, da durch die zusätzliche Aufbringung von Ca(OH)₂ die eigentlich geplante Referenzfläche wegfiel und dadurch nur noch mit 2 Parallelen beprobt werden konnte.

Verglichen mit den anderen beschriebenen Abständen zur Fahrbahn der BAB A115, treten in 10 cm Tiefe höhere Lösungskonzentrationen auf. Betrachtet man nur diesen Tiefenbereich, so lässt sich für Cu, Zn und Pb eine Überschreitung der Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser der BBodSchV feststellen, bei Cd liegen der Median der Konzentrationen der Beprobungstermine um den Prüfwert. Dabei treten innerhalb der Lösungskonzentrationen der Saugsonden hohe Spannweiten auf, die vor allem auf der Variabilität des Standortes beruhen. Nach einem Anstieg der Konzentrationen im Frühjahr (alle außer Cadmium) ist am Beprobungstermin 19.06.2007 eine deutliche Abnahme des Medianes der Konzentrationen von Cadmium, Zink, Blei, Nickel zu erkennen, während der Median von Kupfer und Chrom auf gleichem Niveau bleibt. Dies könnte einen Einfluss der ausgebrachten Ca(OH)₂ auf die Sickerwasserkonzentrationen markieren, eine signifikante Konzentrationsabnahme ließe sich jedoch nur über weitere Beprobungen bestätigen.

Die Abb. 51 zeigt die Lösungskonzentrationen der Entfernung 10 m vom Straßenrand in 50 cm Tiefe. Trotz hoher Bodenfeststoffgehalte und pH-Werten um 4.8 – 5.2 im Oberboden konnten im Sickerwasser nur für Zink und Kupfer Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser festgestellt werden. Alle anderen Schwermetallkonzentrationen liegen deutlich unterhalb der Prüfwerte. Dies gilt gleichermaßen für die zweite Messfläche (CaCO₃), ausgenommen die Konzentrationen von Blei, die innerhalb des Beprobungszeitraumes stetig ansteigen (siehe Anhang). Da sich der Einfluss des aufgebrauchten Kalkes bisher nur innerhalb der ersten 10 cm andeutet, sind die aufgenommenen Sickerwasserkonzentrationen der Tiefen 30 und 50 cm als Status Quo Konzentrationen eines Autobahnstandortes zu deuten.

Da es in der Tiefe von 50 cm nur vereinzelt zu Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV kommt und der Grundwasserspiegel bei > 5 m liegt, ist am vorliegenden Standort zu keinem Zeitpunkt mit einer Gefährdung des Grundwassers über den Eintrag von Schwermetallen durch perkolierendes Sickerwasser zu rechnen.

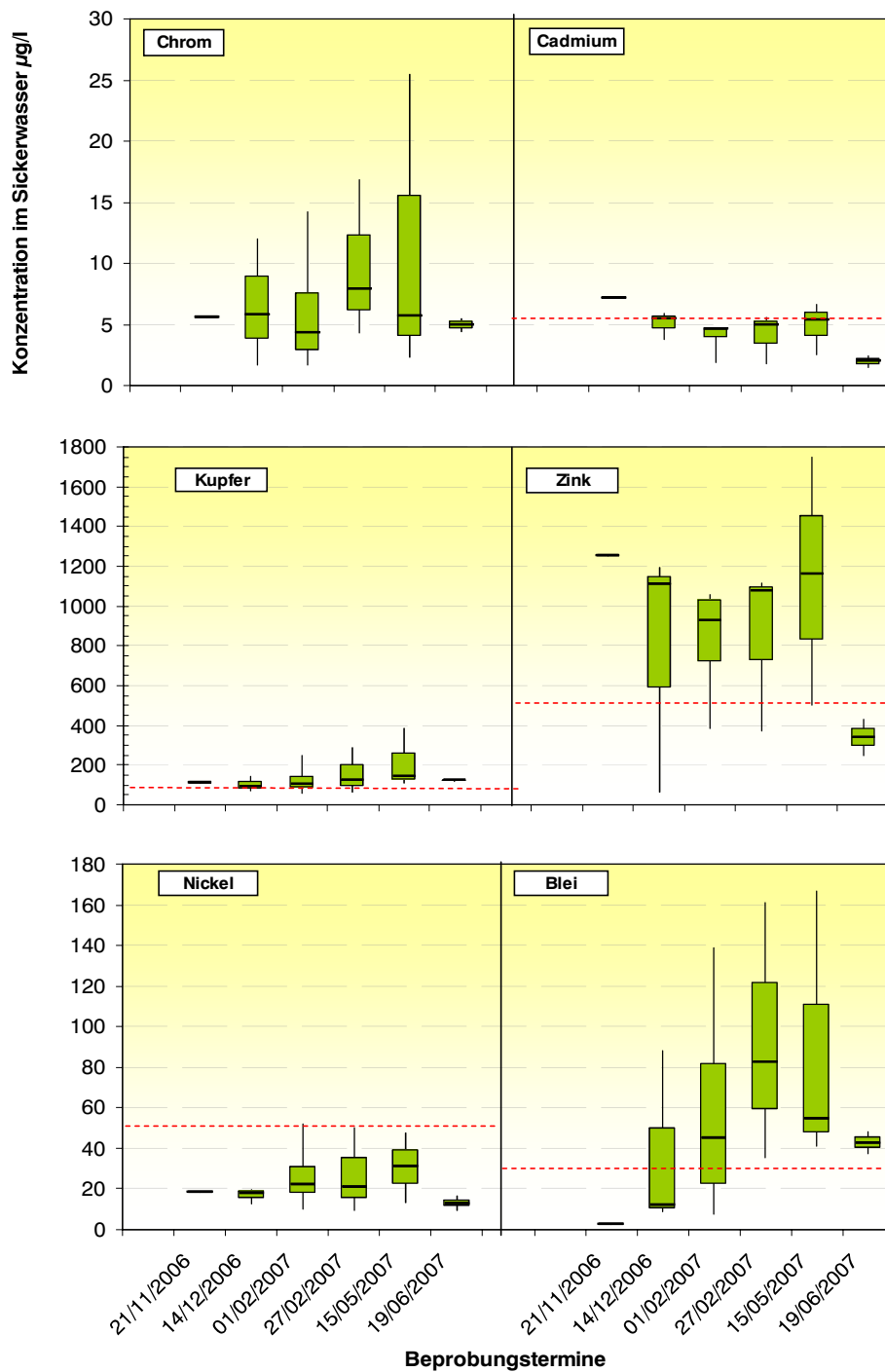


Abb. 50: Chrom-, Cadmium-, Kupfer-, Zink-, Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 10 cm – Abstand 10 m; $\text{Ca}(\text{OH})_2$ –Fläche (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil; rote Line= Prüfwert Wirkungspfad Boden Grundwasser der BBodSchV)

Vielmehr scheinen sorptionsbestimmende Bodeneigenschaften, wie organischer Kohlenstoff, Tongehalt und pH-Wert sowie der stetige verkehrsbedingte Eintrag basischer Stäube, einen sehr hohen Rückhalt der eingetragenen und sich akkumulierenden Schadstoffe im Oberboden zu bewirken, der nur zu geringen Lösungskonzentrationen in der Tiefe führt.

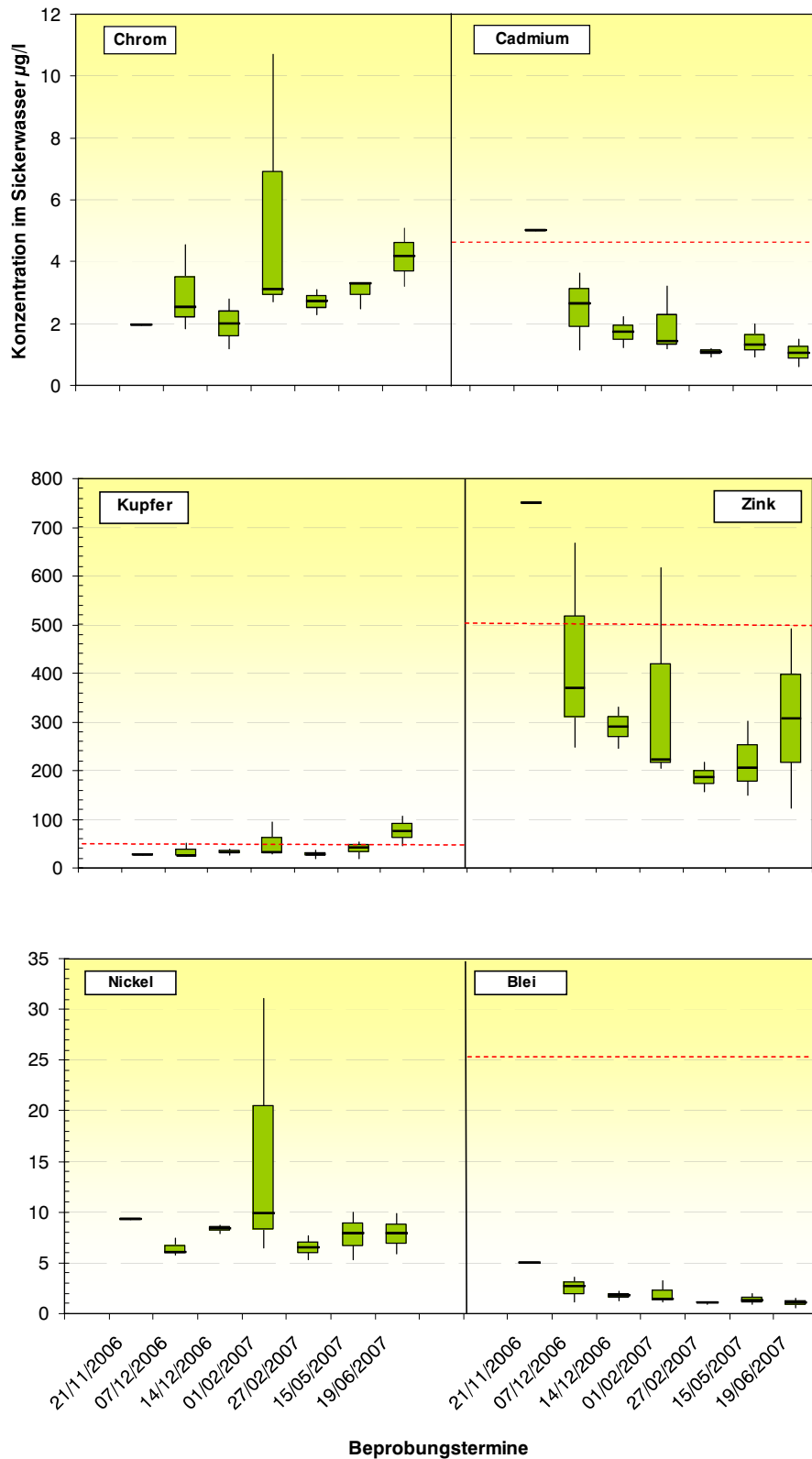


Abb. 51: Chrom-, Cadmium, Kupfer-, Zink-, Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser Tiefe 50 cm – Abstand 10 m; Ca(OH)₂ –Fläche (Median, Min., Max., oberstes Quartil, unterstes Quartil)

4.7 pH-Wert Entwicklung am Referenzstandortes nach einer Kalkung

Auf der Referenzfläche Grunewald wurde zusätzlich zu den drei Projektphasen eine Tiefenbeprobung zur Ermittlung der Verlagerungsdauer von Kalk im Boden durchgeführt. An 12 verorteten Punkten wurden Bodenproben bis zu einer Tiefe von 50 cm entnommen und die pH-Werte in verschiedenen Tiefenstufen gemessen. Für die Darstellung wurden Beprobungen der Jahre 1989, 1990 und 1995 ausgewertet und mit den Ergebnissen der Aufnahme 2007 verglichen.

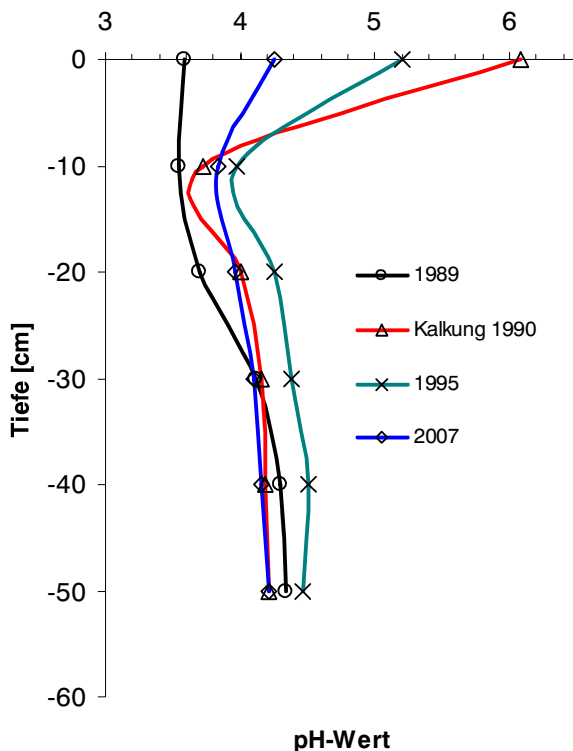


Abb. 52: Aufkalkungsversuch Referenzfläche Grunewald – Tiefenprofil der pH-Werte verschiedener Jahre vor und nach dem Kalkungsversuch

Die Abb. 52 zeigt die Auswirkungen des Aufkalkungsversuches auf der Referenzfläche Grunewald bezüglich der pH-Wert Veränderungen in der Tiefe. Gut zu erkennen ist der unmittelbare Einfluss des aufgebracht Kalkes auf der organischen Auflage und im ersten Zentimeter am Ende des Aufbringungsjahres 1990. Der pH-Wert stieg schlagartig von pH 3,6 auf eine pH-Wert von 6,1 an. Danach zeigte sich nur noch eine geringe und nicht abgesicherte Veränderung des pH-Wertes in der Tiefe. Fünf Jahre nach der Kalkung ist der pH-Wert der Auflage schon wieder um eine Einheit gesunken. Eine pH-Wert Erhöhung hat sich jedoch über die Tiefe fortgesetzt. In der Tiefe von 10 cm ist der pH-Wert über die fünf Jahre insgesamt um etwa 0,5 pH-Wert Einheiten angestiegen. Weiterhin deutet sich eine leichte Erhöhung von 0,2- 0,3 pH-Wert Einheiten bis in eine Bodentiefe von etwa 50 cm an. Die Auswertung von Niederschlagsdaten der Jahre 1990 bis 1995 ergab eine Gesamtniederschlagsmenge von etwa 2800 l/m² auf der Versuchsfläche (Niederschlag minus Interzeption). Über die Berechnung der realen Verdunstung nach dem Verfahren von Renger und Wessolek (1990) wurde die Grundwasserneubildung der Jahre ermittelt.

Demnach kam es auf der Fläche zu einer Grundwasserneubildung von 360 l/m² innerhalb der ersten sechs Jahre nach der Kalkaufbringung, wobei zeitweise deutlich mehr Wasser in den obersten Bodenschichten gespeichert war. Dies verdeutlicht die langsame Verlagerung des aufgetragenen Kalkes, die etwa mit einer Änderung der Bodenreaktion von pH 0,1 pro Jahr einhergeht. Ähnliche Forschungsergebnisse im Rahmen der Waldschadensforschung sind zahlreich in der Literatur dokumentiert (vgl. Marschner 1990; Matzner 1986; Kreutzer 1995). Lorenz et al. (1998) stellten bei einem Kalkungsversuch in Süddeutschland bei einer Ausbringung von 4 t dolomitischem Kalk pro ha einen Anstieg der Bodenreaktion von pH 3 auf pH 5 in der organischen Auflage fest. Weitere Untersuchungen zeigten, dass sich nach 5 Jahren bereits wieder eine leichte Abnahme der Bodenreaktion auf 4,5 vollzog. Eine pH-Wert Erhöhung gegenüber der Kontrolle stellte sich im Mineralboden (0-10 cm) erst 5 Jahre nach der Kalkung ein (ebd. 1998).

4.8 Prognosen - Modellierung des Einflusses einer Kalkung

4.8.1 Adsorptionsisothermen

Für eine Modellierung der Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser werden bodenspezifische Daten über das Adsorptionsvermögen benötigt. Deshalb wurden zusätzlich zu den Bodensättigungsextrakten und den Säulenversuchen auch Adsorptionsisothermen des Autobahnreferenzbodens (ARB) und des ARB mit Zugaben von CaCO₃ und Ca(OH)₂ sowie den Referenzstandort Grunewald erstellt. Die Adsorptionsisothermen dienen der Einschätzung, wie stark gelöste Stoffe von einem Feststoff adsorptiv festgehalten werden können. Sie wurden dem Modell nach Freundlich (Gl. 4.2) angepasst.

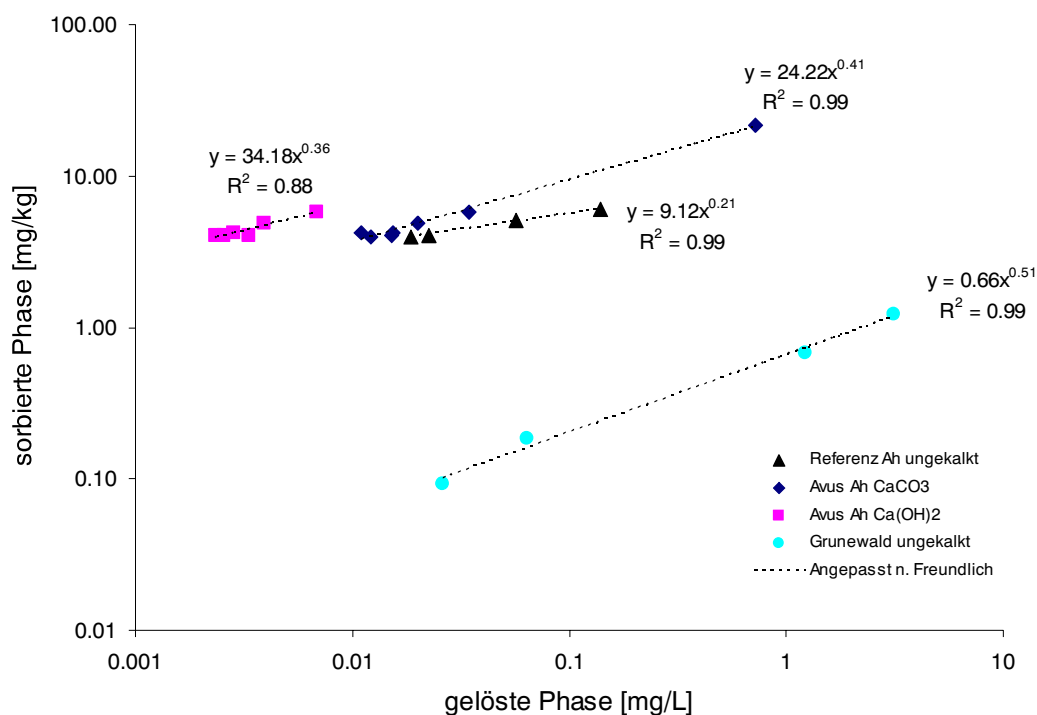


Abb. 53: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) mit und ohne Zugaben von Kalk für Cadmium

Die Abb. 53 bis Abb. 56 zeigen die nach Freundlich angepassten Sorptionsisothermen des Referenzbodens Grunewald sowie des Autobahnreferenzbodens mit und ohne Zugabe von Kalk. Verglichen mit dem Referenzstandort Grunewald liegen bei allen Schwermetallzugaben die ARB Varianten weit über dessen Adsorptionsvermögen. Gut erkennbar ist weiterhin, dass die Isothermen der CaCO_3 Variante, im Vergleich mit der ungekalkten Variante des Standortes 10 m, bei Blei, Zink und Kupfer einen sehr ähnlichen Verlauf haben, der k_F - Wert sowie die Steigung (Konstante n) dementsprechend annähernd ähnliche Werte aufweisen.

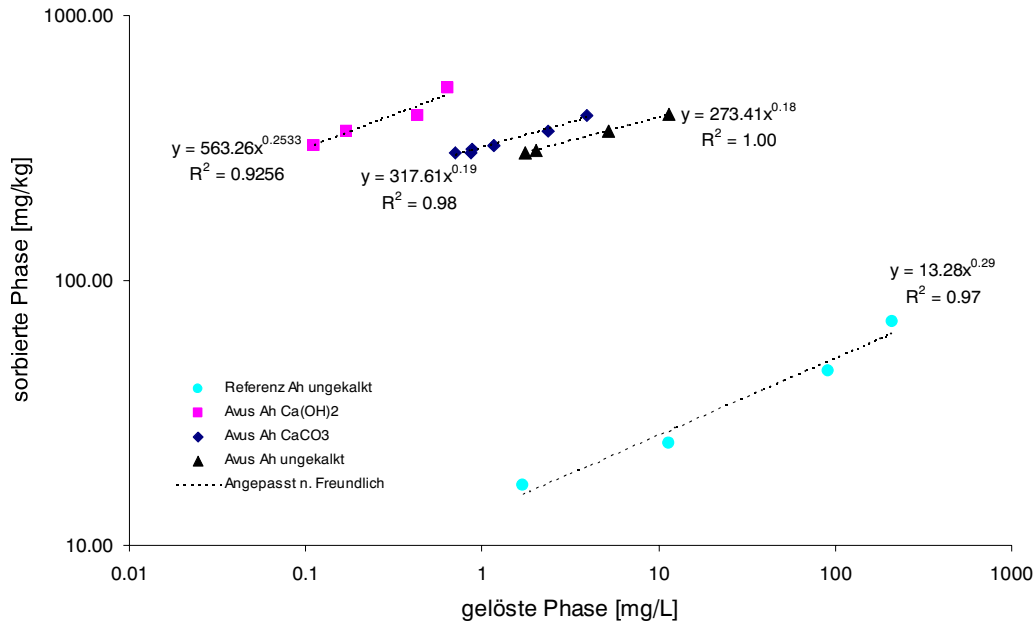


Abb. 54: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) mit und ohne Zugaben von Kalk für Zink

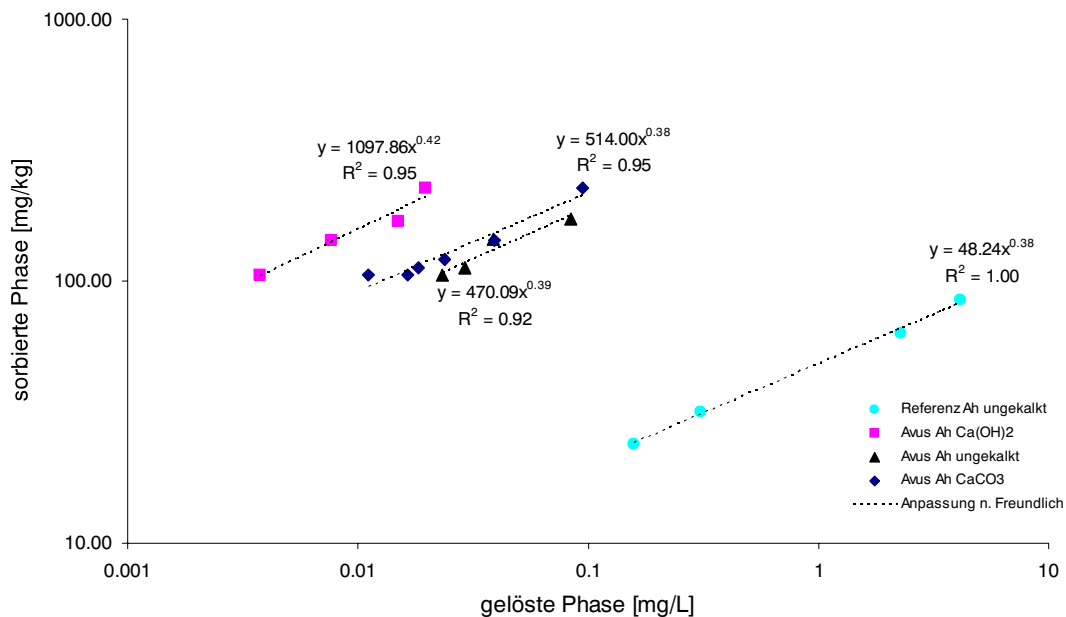


Abb. 55: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) mit und ohne Zugaben von Kalk für Blei

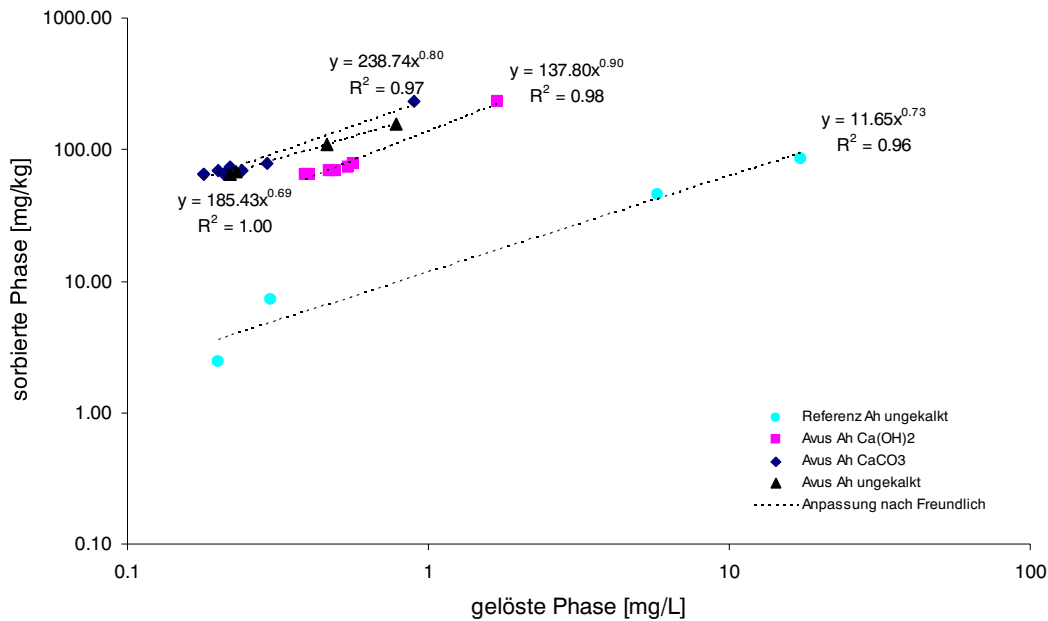


Abb. 56: Adsorptionsisotherme des Referenzbodens und Autobahnreferenzbodens (ARB) mit und ohne Zugaben von Kalk für Kupfer

Für die Schwermetalle Pb, Zn und Cd zeigt die $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Variante die höchsten k_F -Werte der Freundlich Anpassung, bei relativ ähnlichen Steigungen innerhalb der ARB Varianten. Das bedeutet, dass sich die $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Variante innerhalb der erstellten Adsorptionsisothermen als die effektivste Methode darstellt, die Sorptions-eigenschaften des ARB zu verbessern. Ob diese Verbesserung eine reine Funktion der pH-Wert Erhöhung oder zum Teil durch Fällungsprozesse bzw. Sorptionsprozesse der Schwermetalle an noch nicht aufgelöste Kalkpartikel entstanden ist, lässt sich mit den durchgeführten Sorptionsversuchen nicht klären. Dass diese Prozesse jedoch einen nicht unbeachtlichen Anteil an Sorptionsprozessen haben können, ist in der Literatur ausreichend dokumentiert (vgl. Lindsay 1979; Illera 2004; Lombi et al. 2003).

Für Kupfer lässt sich, wie auch schon bei den Bodensättigungsextrakten sowie den Eluaten der Säulenversuche, ein gegenläufiges Verhalten beobachten. Die Isotherme der $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Variante ARB besitzt bei ähnlicher Steigung, einen deutlich kleineren k_F -Wert als die ungekalkte und die CaCO_3 Variante (Abb. 55). Dies ist nicht allein durch den höheren Eigenteil von Kupfer in der Kalkmilch $\text{Ca}(\text{OH})_2$ zu erklären. Die Auswertung der Bodensättigungsextrakte und der Säulenelutionen zeigen ebenfalls eine erhöhte Kupferfreisetzung bei einer Zugabe von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ im Gegensatz zu den CaCO_3 - und Referenzvarianten, die durch einen verstärkten Abbau von organischer Substanz und Löslichkeit von DOC zu erklären sein könnte (siehe dazu Kap. 4.4.2 und 4.5.5).

Um unterschiedliche Adsorptionscharakteristiken mit verschiedenen Linearitätsgraden zu vergleichen eignet sich die Methode der Berechnung des Retardationsfaktors R, der die Mobilität, bzw. die Verzögerung eines Stoffes im Vergleich zum Transportmedium in fest-flüssig Phasen beschreibt (siehe Gleichung 4.10). Je höher der Faktor R ist, desto höher ist das Filtervermögen des Bodens. Nitrat, das nicht im Boden abgepuffert wird, besitzt beispielsweise einen R-Wert von 1.

Tab. 14: Retardationsfaktoren der verschiedenen Varianten

Retardationsfaktor R					
	Zugabe mg/l	ungekalkt	CaCO ₃	Ca(OH) ₂	Referenz
Blei	0.15	3500	4200	10750	350
Cadmium	0.009	475	960	1500	21
Zink	1.4	225	480	650	19.2

Dieses soll am Beispiel von Cadmium und Blei erläutert werden: Bei einer vorgegebenen Lagerungsdichte von 1,5 g/cm³ und einem Wassergehalt von 25 Vol. % unter der Zugabe einer Lösung von 0,009 mg/l Cadmium liegt der Retardationsfaktor R für die ungekalkte Variante bei 475, für die CaCO₃ Variante bei 960 und für die Ca(OH)₂ Variante bei 1500.

Dies bedeutet anders ausgedrückt, dass die CaCO₃ Variante die Verlagerung von Cadmium gegenüber der ungekalkten Variante um das doppelte, die Ca(OH)₂ Variante sogar um das dreifache verzögert. Dagegen liegt der Retardationsfaktor R für Blei bei einer Zugabe einer Lösung von 0,15 mg/l Blei für die ungekalkte Variante bei 3500, für die CaCO₃ Variante bei 4200 und für die Ca(OH)₂ Variante bei 10750. Dies bedeutet, dass die CaCO₃ Variante die Verlagerung von Blei gegenüber der ungekalkten Variante um ein Fünftel, die Ca(OH)₂ Variante um das dreifache verzögert.

4.8.2 Modellierung

Um Prognosen des Einflusses einer Kalkung im Straßenrandbereich auf die Schwermetallverlagerung zu quantifizieren, wurde eine numerische Modellierung mit dem Programm HYDRUS 2D durchgeführt. Die Modellierung wurde aufgrund der gemessenen Sickerwasserkonzentrationen der Abstände 2,5 m und 7,5 m vom Fahrbahnrand und deren geringer Relevanz für die Grundwassergefährdung nur für den Bereich 10 m Abstand zur BAB A115 durchgeführt. Wie die Untersuchungen zeigen, liegen die pH-Werte im Gegensatz zu den fahrbahnnahen Bereichen (pH-Wert 6,0-6,5) um 4,5 bis 5,0. Die Schwermetallgehalte sind in dieser Entfernung stark erhöht, im Zusammenspiel mit dem niedrigen pH-Wert wurden teilweise sehr hohe Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser des Oberbodens gemessen. Insgesamt wurden vier verschiedenen Szenarien erstellt (siehe Kap. 3.6.3).

4.8.2.1 Szenario 1

Die Abb. 57 zeigt die modellierten Schwermetallkonzentrationen des Bodensickerwassers für Cadmium, Blei und Zink über einen Zeitraum von insgesamt 100 Jahren unter der Annahme stetig gleich bleibender Stoffeinträge (Status Quo).

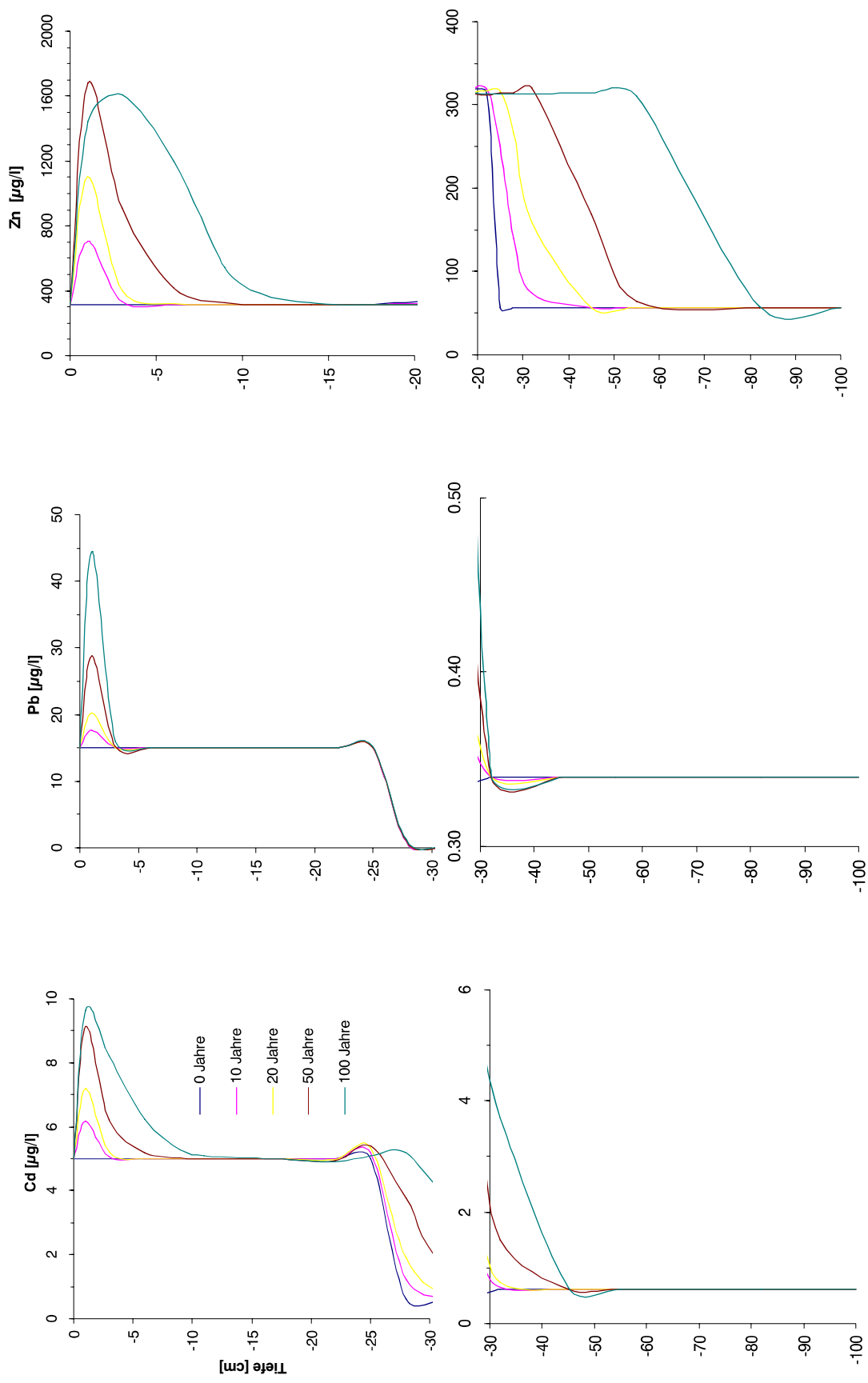


Abb. 57: Szenario 1 (Status Quo) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser

Cadmium

Bei Cadmium kommt es durch die hohen Festphasengehalte im Oberboden und den stetigen Einträgen nur zu erhöhten Lösungskonzentration in den obersten Zentimetern. Betrachtet man die Verlagerung von gelöstem Cadmium aus dem obersten Horizont innerhalb des Zeitraumes von 100 Jahren, so lässt sich eine Verlagerung bis zu einer Tiefe von 15 cm beobachten. Die maximale Lösungskonzentration tritt erst nach 100 Jahren im ersten Zentimeter auf, sie liegt bei $9,63 \mu\text{g/l}$.

Betrachtet man Zeiträume bis 20 Jahre, so liegt die Lösungskonzentration im ersten Zentimeter bei $7,2 \mu\text{g/l}$, welche aber innerhalb einer Tiefe von fünf Zentimetern auf $5 \mu\text{g/l}$ zurückgeht. An der Horizontgrenze von 25 cm findet aufgrund des wechselnden Substrates ein Konzentrationssprung statt. Aus dieser Horizontgrenzschicht wird Cadmium zu allen Zeitpunkten bis über die Endtiefe von 100 cm hinaus ausgetragen. Die Lösungskonzentration am Ende des Profils beträgt für alle Zeitpunkte $0,62 \mu\text{g/l}$.

Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser der BBodSchV für Cadmium liegt bei $5 \mu\text{g/l}$. Dieser Wert wird bis in eine Tiefe von 25 cm innerhalb aller Zeitpunkte erreicht, kurz unterhalb davon leicht überschritten, nach dem Horizontwechsel bei etwa 26 cm Tiefe sind dagegen keine Überschreitungen mehr festzustellen.

Blei

Blei zeigt eine geringere Lösungsdynamik als Cadmium. Obwohl sich der Festphasengehalt im Oberboden durch die stetigen Einträge erhöht und somit auch die Lösungskonzentration ansteigen, kommt es zu allen Zeitpunkten nur innerhalb der ersten fünf Zentimeter zu erhöhten Konzentrationen in der Bodenlösung. Die maximale Lösungskonzentration tritt nach 100 Jahren im ersten Zentimeter auf und liegt bei $44,5 \mu\text{g/l}$. Ab einer Tiefe von etwa fünf Zentimetern stellt sich selbst an diesem Zeitpunkt eine Lösungskonzentration von $15 \mu\text{g/l}$ ein, die der aktuellen Lösungskonzentration entspricht.

Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser der BBodSchV für Blei liegt bei $25 \mu\text{g/l}$. Nach hundert Jahren liegen die Lösungskonzentrationen in einer Tiefe von 30 Zentimetern etwa um $0,68 \mu\text{g/l}$. Die Lösungskonzentrationen am Ende des Profils liegen für alle Zeitpunkte (100 cm) bei $0,34 \mu\text{g/l}$. Somit kommt es auch bei Blei zu keiner Überschreitung der Prüfwerte der BBodSchV.

Zink

Der für Cadmium und Blei beobachtete Trend lässt sich auch für Zink beschreiben. Innerhalb der obersten Zentimeter kommt es schon nach zwanzig Jahre zu einer drastischen Erhöhung der Lösungskonzentrationen. Im ersten Zentimeter tritt eine Lösungskonzentration von $1100 \mu\text{g/l}$ auf, am Modellzeitpunkt von fünfzig Jahren, $1680 \mu\text{g/l}$. Diese hohen Konzentrationen gehen innerhalb der folgenden fünf Zentimeter an allen Beobachtungszeitpunkten stark zurück. Nach hundert Jahren kommt es insgesamt zu einer Verlagerung bis in eine Tiefe von 55 cm, die Lösungskonzentration liegt bei $311 \mu\text{g/l}$, welche innerhalb der folgenden 45 cm auf $56 \mu\text{g/l}$ zurückgeht. Am Ende des Profils wird Zink zu allen Zeitpunkten mit einer Lösungskonzentration von $56 \mu\text{g/l}$ ausgetragen. Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden - Grundwasser der BBodSchV für Zink liegt bei $500 \mu\text{g/l}$. Eine Überschreitung wird selbst nach hundert Jahren nur bis in eine Tiefe von zehn Zentimetern erreicht.

4.8.2.2 Szenario 2

Die Abb. 58 zeigt die modellierten Schwermetallkonzentrationen des Bodensickerwassers für Cadmium, Blei und Zink über einen Zeitraum von insgesamt 100 Jahren unter der Annahme stetig gleich bleibender Stoffeinträge sowie der Einbringung von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in den obersten Horizont (0-25 cm). Die Wirkung des Kalkes wurde auf insgesamt 20 Jahre festgelegt (einmalige Kalkung).

Cadmium

Vergleicht man die Lösungskonzentrationen von Cadmium im Oberboden mit denen von Szenario 1, so zeigt sich unter der Zugabe von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ eine deutliche Abnahme der Lösungskonzentration. Auffällig ist vor allem die Reduzierung der Lösungskonzentrationen innerhalb der ersten 20 Jahre. Liegt die Lösungskonzentration des Szenario 1 nach zwanzig Jahren im obersten Zentimeter bei $7.2 \mu\text{g/l}$, so reduziert sich diese durch die Kalkeinbringung etwa um das 4.5fache, auf $1,6 \mu\text{g/l}$. Betrachtet man die Verlagerung des gelösten Cadmiums aus dem obersten Horizont innerhalb eines Zeitraumes von 100 Jahren, so lässt sich eine Verlagerung bis zu in eine Tiefe von 6 cm beobachten. Bei allen beobachteten Zeitpunkten pendelt sich die Lösungskonzentration innerhalb dieser ersten sechs Zentimeter auf $1 \mu\text{g/l}$ ein. Im Vergleich mit den Lösungskonzentrationen des Szenario 1 (100 Jahre) entspricht dies einer 5fachen Reduzierung, bei einer zusätzlich geringeren Verlagerungstiefe von etwa 20 Zentimetern. Die Konzentration des Sickerwassers am Ende des Profils beträgt für alle Zeitpunkte $0,62 \mu\text{g/l}$.

Blei

Die in Szenario 1 bereits erwähnte geringere Dynamik von Blei im Vergleich mit Cadmium, lässt sich auch für Szenario 2 beobachten. Im Unterschied zu Szenario 1 kommt es innerhalb der ersten zwanzig Jahre im ersten Zentimeter zu einer deutlichen Abnahme der Lösungskonzentration um etwa das 5fache von $20 \mu\text{g/l}$ auf $4 \mu\text{g/l}$. Betrachtet man einen Zeitraum von hundert Jahren, so reduziert sich die Lösungskonzentration im ersten Zentimeter des Oberbodens um das 3fache. Die Lösungskonzentrationen am Ende des Profils (100 cm) liegen bei allen beobachteten Zeitpunkten bei $0,34 \mu\text{g/l}$.

Zink

Innerhalb der ersten zwanzig Jahre ist auch für das Element Zink in den obersten Zentimetern, mit einer deutlichen Reduzierung der Lösungskonzentrationen zu rechnen. Im Vergleich mit Szenario 1 wird im ersten Zentimeter nur noch ein Zwölftel des Zinks gelöst. Nach hundert Jahren wird Zink aus dem Oberboden bis in eine Tiefe von 6 cm verlagert, die Lösungskonzentration liegt bei $29 \mu\text{g/l}$, welches im Vergleich mit der gleichen Tiefe des Szenario 1, einer 41fachen Reduzierung entspricht. Am Ende des Profils kommt an allen Beobachtungszeitpunkten zu einer Lösungskonzentration von $56 \mu\text{g/l}$.

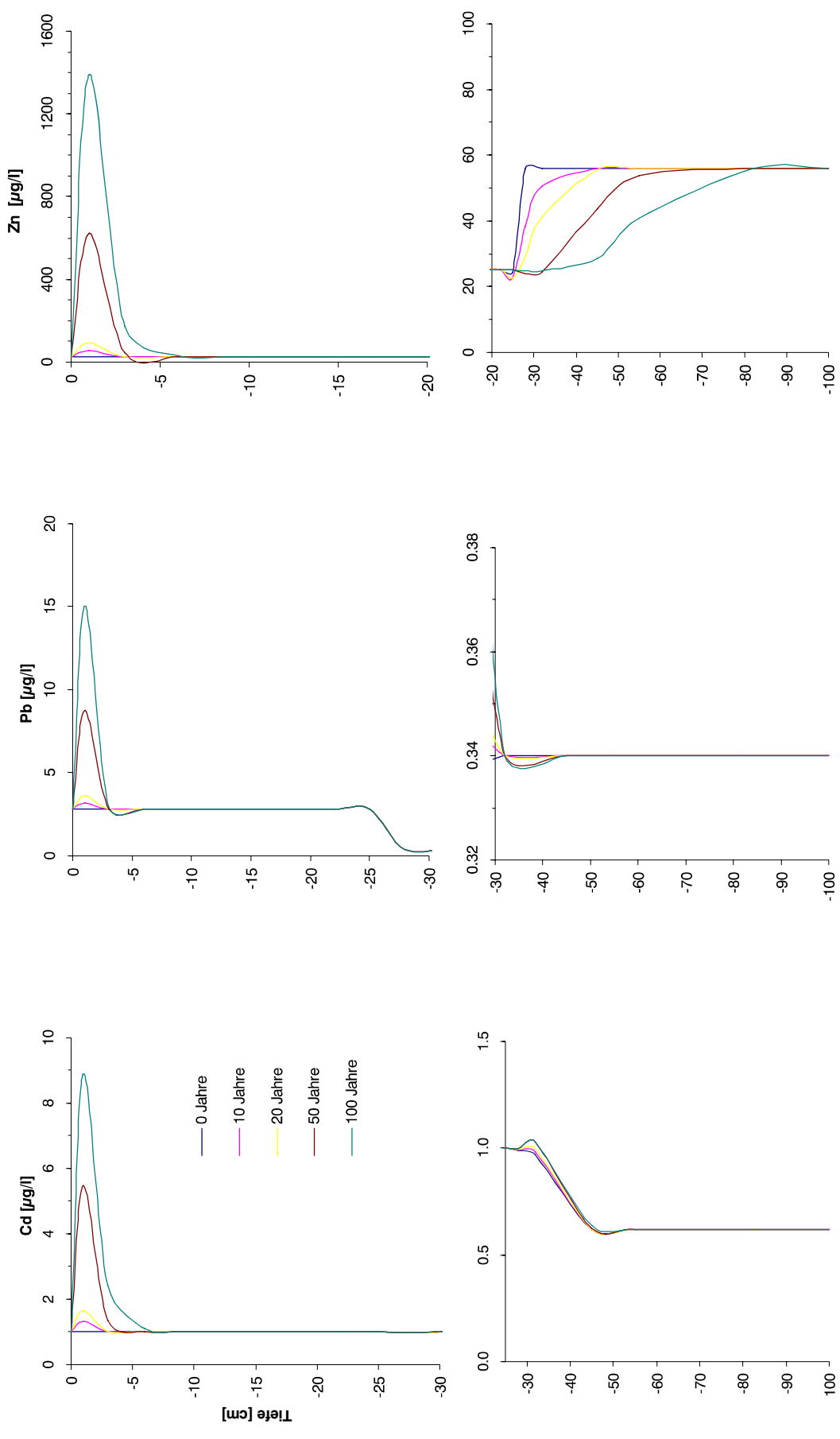


Abb. 58: Szenario 2 (Gekalkt Ca(OH)_2 -Wirkung 20 Jahre) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser

4.8.2.3 Szenario 3

Um Prognosen für einen sorptionsschwachen Standort mit niedrigem pH-Wert zu erstellen, wurde ein weiteres Szenario modelliert. Dieses Szenario soll den Fall eines Autobahneubaus auf einem sandigen Standort widerspiegeln (Abb. 59).

Cadmium

Durch die stetigen Einträge sowie den sorptionsschwachen Oberboden des sandigen Referenzstandortes treten schon zum aktuellen Zeitpunkt (0 Jahre) sehr hohe Lösungskonzentrationen von Cadmium im Oberboden auf, die vor allem auf die sehr niedrigen k_F -Werte des Oberbodens für Cadmium zurückzuführen sind. Unter diesen Bedingungen ist bereits mit einer starken Verlagerung von Cadmium zu rechnen bis in eine Tiefe von 25 cm zu rechnen. Innerhalb dieses Tiefenabschnittes tritt aktuell eine Lösungskonzentration von 25 $\mu\text{g/l}$ auf. Aufgrund der geringeren Festphasengehalte im zweiten Horizont (ab 25 cm), reduzieren sich bis zum Ende des Profils die Lösungskonzentrationen auf 9 $\mu\text{g/l}$. Bedingt durch die Verlagerung verringern sich die Festphasengehalte und somit die Lösungskonzentrationen im Oberboden schon nach 10 Jahren. Dagegen erhöhen sich die Lösungskonzentrationen im Tiefenbereich von 28 – 45 cm stark gegenüber den aktuellen. Dieses zeigt sich sehr anschaulich durch den bauchigen Verlauf der Kurve zwischen 10 und 50 cm Tiefe. Der maximale Austrag am Ende des Profils wird nach 50 Jahren erreicht, die Lösungskonzentration liegt bei 18 $\mu\text{g/l}$. Am Beobachtungszeitpunkt 100 Jahre, geht die Konzentration am Ende des Profils aufgrund der Auswaschung des Festphasengehaltes auf 9 $\mu\text{g/l}$ zurück, welches der aktuellen Konzentration am Ende des Profils entspricht.

Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser der BBodSchV für Cadmium liegt bei 5 $\mu\text{g/l}$. Dieser wird bereits zum aktuellen Zeitpunkt überschritten.

Blei

Bei Blei tritt im Oberboden (0 Jahre) eine Lösungskonzentration von 30 $\mu\text{g/l}$ auf. Diese erhöht sich innerhalb des ersten Zentimeters am Zeitpunkt 20 Jahre auf 90 $\mu\text{g/l}$, sinkt aber bis zu einer Tiefe von 5 cm wieder auf 30 $\mu\text{g/l}$ ab. Am Zeitpunkt 100 Jahre wird die maximale Lösungskonzentration von 160 $\mu\text{g/l}$ innerhalb des ersten Zentimeters erreicht, eine Verlagerung von Blei aus dem Oberboden vollzieht sich aber nur bis in eine Tiefe von etwa 9 cm. An der Horizontgrenze tritt zu allen Zeitpunkten eine schlagartige Verringerung der Lösungskonzentration ein. Diese entspricht dem Austrag von Blei aus dem Profil und beträgt zu alle Beobachtungszeitpunkten 3 $\mu\text{g/l}$.

Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser der BBodSchV für Blei liegt bei 25 $\mu\text{g/l}$. Dieser Prüfwert wird zu keinem Zeitpunkt überschritten.

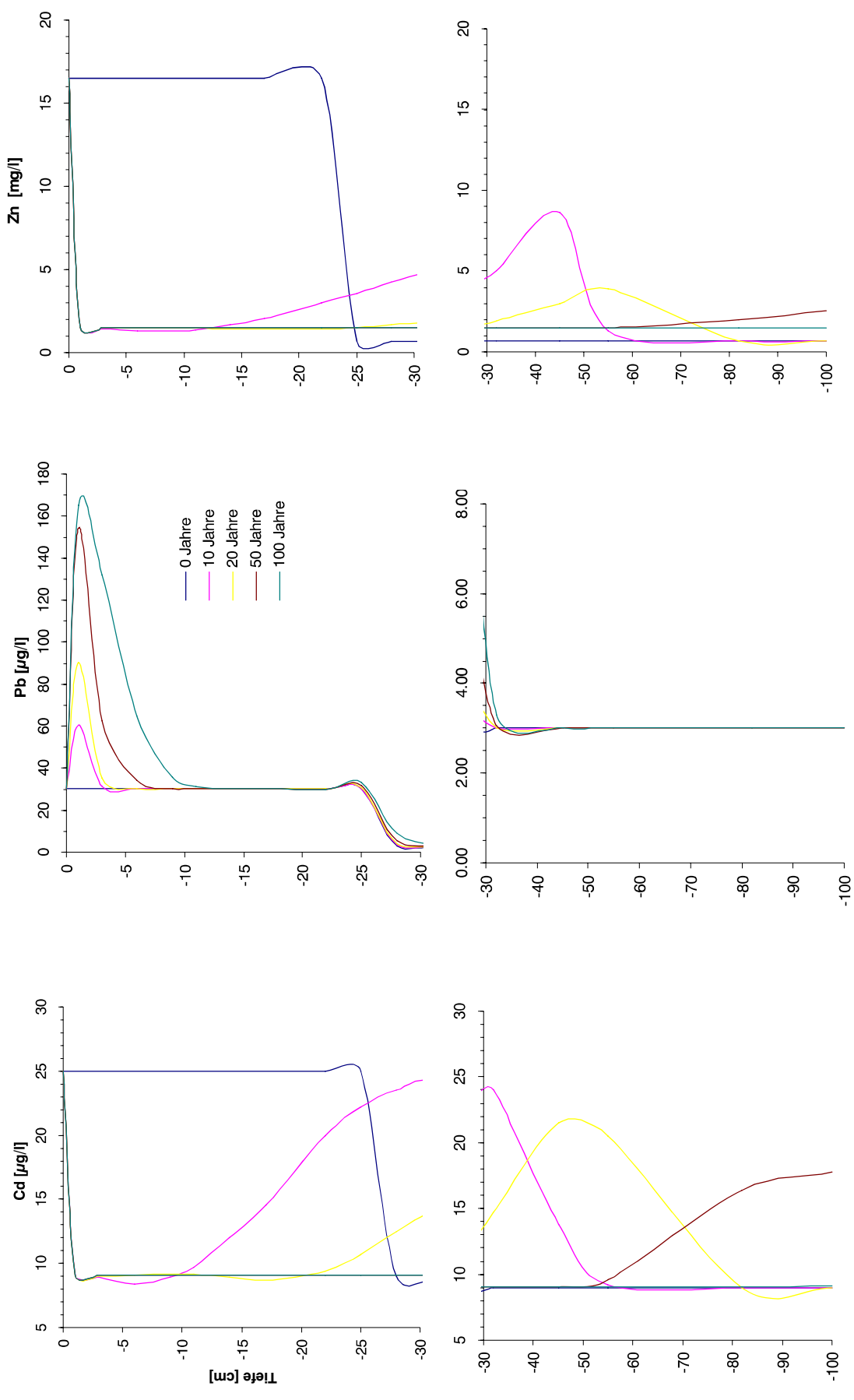


Abb. 59: Szenario 3 (Neubau Autobahn-Entfernung 10 m) - Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser

Zink

Die stetigen Einträge, das sorptionsschwache Substrat und die vorliegenden Festphasengehalte bedingen eine hohe aktuelle Lösungskonzentration im Oberboden. Unter diesen Bedingungen kommt es bereits zum aktuellen Zeitpunkt (0 Jahre) zu einer Verlagerung von 16,5 mg/l bis in eine Tiefe von 25 cm. Aufgrund der geringeren Festphasengehalte, werden ab der Horizontgrenze bis zum Ende des Profils durchgehend 0.7 mg/l gelöst. Im ersten Zentimeter kommt es durch Auswaschung und Verlagerung bereits nach zehn Jahren zu einer Abnahme der Lösungskonzentration auf 1.5 mg/l. Dagegen erhöhen sich die Lösungskonzentrationen im Tiefenbereich von 14 – 55 cm stark gegenüber den aktuellen Lösungskonzentrationen. Der höchste Austrag aus dem Profil wird nach 30 Jahren erreicht, die Lösungskonzentration liegt bei 3,5 mg/l. Am Zeitpunkt 100 Jahre erreicht die Lösungskonzentration im gesamten Profil den Wert von 1,47 mg/l.

Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden -Grundwasser der BBodSchV für Zink liegt bei 0,5 mg/l. Der Prüfwert wird bereits zum aktuellen Zeitpunkt überschritten.

Fazit

Die Sorptionsversuche in Verbindung mit den Modellberechnungen zeigen, dass alle drei Schwermetalle trotz hoher Bodenfeststoffgehalte und stetig hohen Einträgen selbst nach 100 Jahren nicht über eine angenommene Tiefe von 100 cm verlagert werden. Die Lösungskonzentrationen der Elemente Cadmium, Blei und Zink stellen unter den vorliegenden Bedingungen am Standort Avus BAB A115 in einer Entfernung von 10 m zum Straßenrand somit keine Gefährdung für das Grundwasser dar. Die stetigen hohen basischen Einträge aus dem Straßenverkehr und die sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften, wie organischer Kohlenstoff, Tongehalt und pH-Wert des Oberbodens scheinen einen sehr hohen Rückhalt der eingetragenen sowie sich über die Jahre weiter akkumulierenden Schadstoffe zu bewirken. Die Modellrechnung mit einer Einbringung von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in den Oberboden zeigt jedoch eine deutlich geringere Verlagerung und Abnahme der Lösungskonzentrationen aller Elemente in den obersten Zentimetern des Profils. Dies zeigt sich besonders deutlich für das Element Zink.

Die Modellrechnung für den Neubau einer Strasse hingegen zeigt, dass es schon innerhalb der ersten zehn Jahre zu einer außerordentlich hohen Verlagerung und sehr hohen Lösungskonzentrationen von Cadmium und Zink im gesamten Profil kommt. Innerhalb eines Zeitraumes von 30-50 Jahren ist mit einem noch höheren Austrag zu rechnen, der für Zink bei 3500 $\mu\text{g/l}$ (30 Jahre) und für Cadmium bei 17,8 $\mu\text{g/l}$ (50 Jahre) liegt. Die Prüfwerte der BBodSchV von Cadmium und Zink für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser werden schon zum aktuellen Zeitpunkt (0 Jahre) überschritten.

Bei diesem Szenario bleibt unbeachtet, dass sich die Sorptionsfähigkeit des Oberbodens aufgrund der Anreicherung von organischem Kohlenstoff sowie basischen Einträgen aus dem Straßenverkehr über die Jahrzehnte beträchtlich erhöhen kann. Die Lösungskonzentrationen der Beobachtungszeiträume 30, 50 und 100 Jahre sind somit sehr wahrscheinlich überschätzt. Allerdings liegen die vorliegenden Feststoffgehalte im Oberboden ($\text{Cd}=0,66 \text{ mg/kg}$; $\text{Pb}=13,3 \text{ mg/kg}$; $\text{Zn}=30 \text{ mg/kg}$) sowie die berechneten Sickerwassermengen (72 l/m^2) des Standortes im unteren Bereich.

Bei höheren Sickerwasserraten und Feststoffgehalten und/oder Einträgen sind für die ersten 20 Jahre eher noch höhere Lösungskonzentrationen, als die in Szenario 3 ermittelten, zu erwarten.

Da bei einem Autobahnneubau in der BRD vor allem, wenn sie sich in Wasserschutzgebieten befinden, heutzutage Entwässerungsanlagen für den direkten Straßenabfluss eingerichtet werden, ist im straßenahen Bereich (0-1m) innerhalb dessen hohe Einträge und Sickerwasserflussraten stattfinden, mit geringeren Schwermetallfrachten und –austrägen zu rechnen als bei alten Autobahnabschnitten. Weiterhin betroffen ist aber der Bereich (2-15 m) bei Neubau sowie Erweiterung von alten Streckenabschnitten, da innerhalb dieser Bereiche sowohl der Einfluss des Spritzwasser (2-3 m), als auch verstärkt verkehrsbürtige Schadstoffe über feine Stoffpartikel mit der Luft transportiert werden, die sich im Boden akkumulieren (2-15 m).

Bei einem Autobahnneubau auf sandigen Ausgangssubstraten mit geringen pH-Werten und Humusgehalten, kann eine Erhöhung des Sorptionsvermögens durch $\text{Ca}(\text{OH})_2$, innerhalb des Bereiches 3-15 m vom Straßenrand, als empfehlenswert angesehen werden. Dies ergibt sich vor allem aus den prognostizierten hohen Schwermetallkonzentrationen innerhalb der ersten 20 Jahre (Szenario 3). Dabei sollte darauf geachtet werden, dass der auszubringende Kalk insgesamt geringe Schwermetalleigengehalte aufweist, um eine zusätzliche Einbringung von Schwermetallen in das System zu verhindern. Weiterhin sollte die auszubringende Menge des Kalkes so ausgelegt sein, dass bei einer Aufkalkung des Substrates der pH-Wert nicht über einen pH-Wert von 7 ansteigt, da eine pH-Wert Anhebung in den alkalischen Bereich, eine erhöhte Mobilisierung von Kupfer und Blei fördern kann und damit die immobilisierende Wirkung umkehrt (Herms und Brümmer, 1984). Dies sollte durch eine Kalkbedarfsermittlung gewährleistet werden, die durchgeführten Versuche bestätigen die Anwendbarkeit dieses Verfahrens.

4.8.2.4 Vergleich der berechneten und gemessenen Sickerwasserkonzentrationen

Um die modellierten Sickerwasserkonzentrationen einordnen zu können, zeigt die Tab. 15 den Vergleich der berechneten, im Freiland gemessenen und der in den Laborversuchen (Bodensättigungsextrakte, Säulenelution und S4 Elution der Säulenproben) ermittelten Konzentrationen des ARB (Entfernung 10 m, Tiefe 0 -10 cm).

Tab. 15: Vergleich der berechneten und im Labor und Feld ermittelten Sickerwasserkonzentrationen (0-10 cm)

	Berechnet (Hydrus 2D) [µg/l]	Feldmessungen (Fläche CaCO_3) Mittelwerte [µg/l]	Säulenversuch (5 Termine) Mittelwerte [µg/l]	BSE (Boden/Wasser 1:2,5) Mittelwerte [µg/l]	S4 (Boden/Wasser 1:10) Mittelwerte [µg/l]
Cd	5	4	7	11	1.2
Pb	15	11	64.2	96	27.1
Zn	314	654	405.4	1654	127

Die über die Sorptionsisotherme ermittelten und über Hydrus 2D berechneten Konzentrationen liegen, vor allem für die Elemente Cd und Pb, in einen sehr ähnlichen Bereich wie die im Feld gemessenen Konzentrationen.

Nur Zink bildet eine Ausnahme, die Konzentrationen im Feld sind etwa doppelt so hoch, wie die über die Sorptionsisotherme berechneten. Vergleicht man die Feld- sowie die berechneten Konzentrationen mit denen der Bodensättigungsextrakte, so zeigen sich für alle Elemente wesentlich höhere Konzentrationen. Dieses wird vor allem auf die Zerstörung der Bodenaggregate sowie Trocknung und Wiederbefeuchtung bei der Herstellung von Bodensättigungsextrakten zurückgeführt (vgl. Kap 4.2.4 Bodensättigungsextrakte).

5. Zusammenfassung und Diskussion

5.1 Kartierung

Böden

Die Böden des näheren Einzugsbereiches der BAB A115 sind großflächig durch die Baumaßnahmen der Autobahn gestört. Vor allem im Bereich von 0–2,5 m Entfernung vom Straßenrand ist der Oberboden oft durch aufgeschüttetes oder umgelagertes Substrat gekennzeichnet, welches mit Ziegelresten, Bitumen und anderen Baumaterialien durchsetzt ist. Um den Bereich ab 8-10 m Entfernung vom Fahrbahnrand tritt annähernd wieder ein „natürliches Bodenprofil“ auf.

pH-Werte

Die Oberböden in der Tiefe 0-10 cm und 10-25 cm weisen in 2,5 m Entfernung von der Straße pH-Werte von 6.7 und 7.1 auf. Diese Werte sind gegenüber den pH-Werten des Referenzstandorts von 3.4 - 3.7 somit deutlich erhöht. Dieses lässt sich zum einen durch den Gehalt an Zement- und Betonresten, zum anderen durch den carbonathaltigen Abrieb des Straßenbelages erklären, der über das Straßenablaufwasser und über Staubemissionen in den straßenrandnahen Bereich eingetragen wird. Ab einer Entfernung von etwa 8 – 10 m zum Fahrbahnrand treten wieder niedrigere pH-Werte zwischen 4.5 – 5.3 auf, der pH-Wert der Referenzfläche wird erst ab einer Entfernung von 15 m wieder erreicht.

Schwermetalle im Oberboden

Die Kartierung am Standort Avus BAB A115 zeigt, dass die Schwermetallgehalte von Straßenrandböden innerhalb der ersten 25 cm stark erhöht sind. In diesem Tiefenbereich kommt es, verglichen mit den Vorsorgewerten für Metalle im Feinboden nach der BBodSchV für die Bodenart Sand, zu flächenhaften Überschreitungen der Vorsorgewerte. In den obersten 10 cm betrifft dies vor allem die Zink (bis zu 6fach), Blei (bis zu 5fach), Cadmium (10fach), Kupfer (5fach) in allen aufgenommenen Entfernungen. Für die Elemente Chrom und Nickel konnten im Oberboden keine Überschreitung der Vorsorgewerte ermittelt werden.

5.2 Bodensättigungsextrakte (BSE)

Durch eine Zugabe von Kalk zum Autobahnreferenzboden kommt es gegenüber der Kontrolle zu einer eindeutigen Verminderung von Nickel, Blei, Chrom und Zink im Bodensättigungsextrakt. Für Blei lässt sich eine deutliche Absenkung der Konzentrationen unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV feststellen. Die Verminderung wird vor allem der Erhöhung des pH-Wertes als steuernde Einflussgröße der Schwermetalllösung zugeschrieben. Diese ist in der Literatur umfassend dokumentiert. Vergleicht man die Schwermetallkonzentrationen im BSE der einzelnen Kalkvarianten untereinander, so zeigen sich keine signifikanten Unterschiede.

5.3 Säulenversuch

Innerhalb des Bewässerungszeitraumes sind bei den gekalkten Varianten keine quantifizierbaren Unterschiede bezüglich der Schwermetallkonzentrationen in den Eluaten zu den Kontrollen und untereinander festzustellen. Vielmehr zeigen alle Konzentrationsverläufe eine ähnliche Entwicklung. Lediglich die Calcium-, Kalium- und Magnesiumkonzentrationen sind gegen Ende der Bewässerungsperiode gegenüber den Kontrollen leicht erhöht. Der einheitliche Konzentrationsverlauf lässt sich durch die langsam fortschreitende Auflösung und sehr langsame Verlagerung der aufgetragenen Kalke erklären. Über den gesamten Bewässerungszeitraum ist bei den Kalkvarianten lediglich eine Verlagerung des Kalkes über eine Tiefe von wenigen Zentimetern zu beobachten, welche sich durch eine signifikante Erhöhung des pH-Wertes in der Tiefe nachvollziehen lässt.

Da eine Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser aufgrund von Sorptionsprozessen an der Bodenmatrix stattfindet, haben die geringen pH-Veränderungen innerhalb der ersten Zentimeter keinen Einfluss auf die Eluatkonzentrationen am unteren Säulenrand.

5.4 Freilandmessstelle

5.4.1 pH-Werte im Jahresverlauf

Die pH-Werte der Bodenlösung in 2,5 m Entfernung zum Fahrbahnrand liegen in allen Tiefen mit Werten um 7,5 bis 8 im neutralen bis alkalischen Bereich. Dies korreliert gut mit den in dieser Entfernung aufgenommenen Boden-pH-Werten. Die hohen pH-Werte wiederum erklären sich vor allem durch den beschriebenen Bankettaufbau und die basischen Staubeinträge aus dem Fahrbahnabrieb. Insgesamt zeigt sich in allen Tiefen einen relativ einheitlichen Verlauf der pH-Werte über den gesamten Messzeitraum. Dies gilt sowohl für die Referenz- als auch die $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Fläche. Ein Einfluss des ausgebrachten Kalkes ist aufgrund des vorliegenden hohen pH-Wert-Bereiches auf beiden gekalkten Flächen nicht zu erkennen. Einen ähnlichen Verlauf zeigen die pH-Werte der Bodenlösung für den Bereich um 7,5 m Entfernung vom Straßenrand. Der Einfluss der Straße bezüglich der pH-Wert-Erhöhung des Bodens durch basische Einträge spielt auch in diesem Bereich noch eine entscheidende Rolle.

Im Abstand von 10 m Entfernung vom Straßenrand zeigen die pH-Werte der Bodenlösung in allen Beprobungstiefen einen relativ schwankungsfreien Jahresverlauf zwischen pH 4.5 -5.0. Auf der Ca(OH)_2 Fläche ist bei der Beprobung am 22.11.2007 ein steiler Anstieg des pH-Wertes der Bodenlösung aus 10 cm Tiefe von pH 5.5 auf 6.5 zu beobachten. Der Anstieg könnte den erstmaligen Einfluss des aufgebrauchten Calciumhydroxides signalisieren. In allen anderen Tiefen ist der Einfluss des Kalkes auf den pH-Wert der Bodenlösung nicht erkennbar.

Im Gegensatz zu der Referenzfläche und der Ca(OH)_2 Fläche liegt der pH-Wert der Bodenlösung der Beprobungstiefen 10 cm und 30 cm auf der CaCO_3 Fläche durchweg um eine halbe bis eine pH-Wert Stufe höher. Dies liegt vor allem an der Heterogenität des Standortes, die sich in diesem Fall auch durch einen höheren Ausgangs pH-Wert im Oberboden auf dem Messstellenbereich der CaCO_3 Fläche nachvollziehen lässt. In der Tiefe von fünfzig Zentimetern zeigt sich eine vergleichbare pH-Wert Entwicklung der Bodenlösung entsprechend der Referenz- und der Ca(OH)_2 Fläche, mit einem relativ schwankungsfreien Jahresverlauf um pH 4.7 -5.0. Die pH-Werte der Bodenlösung in zehn Zentimetern zeigen dagegen einen anderen Verlauf. Ab Mitte Juni 2007 steigt der pH-Wert der Bodenlösung gegenüber dem pH-Wert von ~ 5.5 – 5.7 bis zum November auf pH 6.5 an, ein Trend der Erhöhung des pH-Wertes der Bodenlösung ist somit auch auf der mit CaCO_3 beaufschlagten Fläche erkennbar.

5.4.2 Veränderung der Boden-pH-Werte in der Tiefe - CaCO_3 -Fläche

Im Abstand 2,5 m Entfernung zum Fahrbahnrand ist eine signifikante pH-Wert Erhöhung in den ersten zehn Zentimetern zu beobachten. Der pH-Wert erhöhte sich innerhalb eines Jahres um 0,3 Einheiten. Bei dem Abstand von 7,5 m zum Fahrbahnrand erhöhte sich der pH-Wert bis in eine Tiefe von 30 cm um etwa 0,4 Einheiten, in der Tiefe von 50 cm ließ sich keine Veränderung mehr feststellen. Die größte pH-Wert Erhöhung im Oberboden zeigte sich bei dem Abstand von 10 m zum Fahrbahnrand. Die Ausgangs pH-Werte sind in diesem Bereich mit pH 4,8 am niedrigsten. Bis in eine Tiefe von 10 cm erhöhte sich der pH-Wert um 0,6 -0,7 Einheiten. Ab der Beprobungstiefe von 30 cm ist keine pH-Wert Erhöhung mehr zu beobachten.

5.4.3 Sickerwasserkonzentrationen

Bei einem Vergleich der mittleren Sickerwasserkonzentrationen der Beprobungstiefe 10 cm vor und nach der Kalkaufbringung ließen sich keine signifikanten Veränderungen der Konzentrationen von Cr, Cu, Cd, Zn und Pb feststellen. Wie aus der pH-Wert Entwicklung ersichtlich, ist der aufgebrauchte Kalk noch nicht bis in eine Tiefe von 30 cm vorgedrungen. Somit können die aufgenommenen Sickerwasserkonzentrationen der Tiefen 30 und 50 cm als Status Quo Konzentrationen des Autobahnstandortes Avus BAB A115 interpretiert werden. In der letzten Beprobungstiefe von 50 cm kommt es innerhalb aller Abstände nur vereinzelt zu Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV. Dies ist gilt vor allem für die Schwermetalle Kupfer und Zink. Da der Grundwasserspiegel bei > 5 m liegt, ist am vorliegenden Standort zu keinem Zeitpunkt mit einer Gefährdung des Grundwassers über den Eintrag von Schwermetallen durch perkolierendes Sickerwasser zu rechnen.

5.5 Modellierung

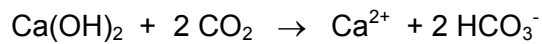
Alle modellierten Szenarien zeigen, dass die Schwermetalle Cadmium, Blei und Zink selbst nach 100 Jahren nicht über eine angenommene Tiefe von 100 cm verlagert werden. Die Lösungskonzentrationen stellen unter den vorliegenden Bedingungen am Standort Avus BAB A115 in einer Entfernung von 10 m zum Straßenrand keine Gefährdung für das Grundwasser dar. Die stetigen hohen basischen Einträge aus dem Straßenverkehr und die sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften, wie organischer Kohlenstoff, Tongehalt und pH-Wert des Oberbodens bedingen einen sehr hohen Rückhalt der eingetragenen Schadstoffe. Die Modellrechnung mit einer Einbringung von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in den Oberboden zeigt jedoch eine deutlich geringere Verlagerung und Abnahme der Lösungskonzentrationen aller Elemente in den obersten Zentimetern des Profils. Die Modellrechnung für den Neubau einer Straße hingegen zeigt, dass es schon innerhalb der ersten zehn Jahre zu einer außerordentlich hohen Verlagerung und sehr hohen Lösungskonzentrationen von Cadmium und Zink im gesamten Profil kommt.

5.6 Immobilisierung durch Kalkzugabe

Die Bodensättigungsextrakte haben gezeigt, dass eine Immobilisierung von Schwermetallen mit Kalkprodukten möglich ist. Dabei können sowohl Carbonate als auch Kalkhydrate zum Einsatz kommen. In den Freilandversuchen wurde festgestellt, dass bei einer Oberflächenapplikation des Kalkes die Durchdringung des Bodens nur sehr langsam verläuft und somit keine schnelle pH-Wert Anhebung in tieferen Bodenschichten zu beobachten ist. Dies ist unabhängig von dem gewählten Kalk, da es bei der oberflächlichen Aufbringung von Kalkhydrat anscheinend zu einer schnellen Carbonatisierungs-Reaktion mit dem CO_2 aus der Luft und aus der mikrobiellen Bodenaktivität kommt, so dass die Wanderung in tiefere Schichten von der nur sehr geringen Löslichkeit des Carbonats abhängt. Dass diese Wanderung tatsächlich stattfindet konnte durch die Bodensäulen und die Freilandversuche nachgewiesen werden. Ebenfalls konnte anhand der Modellrechnungen nachgewiesen werden, dass durch die Kalkapplikation eine deutliche Verlangsamung und damit Immobilisierung der Schwermetalle in tiefere Bodenschichten stattfindet (Kap. 5.5).

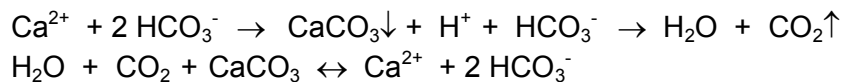
Im Zusammenhang mit den Entsäuerungsmaßnahmen zur Waldschadensbegrenzung wurde festgestellt, dass eine fortschreitende Entsäuerung des Bodens in der Tiefe vermutlich nicht nur auf eine Durchschlammung mit Kalk sondern auch auf die Verlagerung von gelöstem Calciumhydrogencarbonat ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) zurückzuführen ist (KREUTZER 1986). In diesem Fall ist es für einen schnellen Transport von Kalk in tiefere Bodenschichten unerheblich, welche Kalksorte eingesetzt wird. Von Bedeutung ist vielmehr, die schnelle Bildung von löslichem Calciumhydrogencarbonat.

So kann über die Neutralisation von Kalkhydrat gezielt eine konzentrierte Calciumhydrogencarbonatlösung hergestellt werden:



Außerdem führt ein hoher CO_2 -Anteil in der wässrigen Phase ebenfalls zu einer Auflösung von Calciumcarbonat durch Hydrogencarbonatbildung. Dies bedeutet, dass bei hohen Kohlendioxidgehalten des auf den Boden einwirkenden Wassers neben der Carbonat-Löslichkeit auch die Reaktion zu Hydrogencarbonat eine maßgebliche Rolle für den Transport in tiefere Bodenschichten spielt. Calciumhydrogencarbonat ist im Gegensatz zu Carbonat gut wasserlöslich.

Eine andere Möglichkeit besteht in einer direkten oberflächlichen Aufbringung von Calciumhydrogencarbonatlösung. Bei der Durchwanderung des Hydrogencarbonats durch den Boden finden die folgenden Reaktionen statt:



Aus den Reaktionen des Hydrogencarbonats ist ersichtlich, dass beim Durchtritt durch den Boden Carbonatausfällungen und –auflösungen, je nach Milieubedingungen im Boden, stattfinden. Im Bereich hoher CO_2 -Konzentrationen, hervorgerufen durch die mikrobielle Aktivität, und niedriger pH-Werte wird daher das Hydrogencarbonat aufgrund der Gleichgewichtsreaktion in Lösung gehalten, während bei Abwesenheit von CO_2 und höheren pH-Werten eine Ausfällung von Carbonat stattfindet.

Für eine schnelle und nachhaltige Immobilisierung auch in tieferen Bodenschichten sind also folgende Varianten denkbar:

- einarbeiten von Kalkhydrat oder Kalkmilch in tiefere Bodenschichten
- oberflächliche Aufbringung von gezielt hergestellter Calciumhydrogencarbonatlösung

Eine Calciumhydrogencarbonatlösung lässt sich herstellen, in dem zunächst eine gesättigte Ca(OH)_2 -Lösung gebildet wird. Dabei wird Kalkhydrat in Wasser intensiv suspendiert und der Feststoff sedimentiert. Das Kalkwasser kann mit CO_2 -haltigem Abgas neutralisiert werden. Dabei bildet sich Calciumhydrogencarbonat. Die Löslichkeit des Hydrogencarbonats ist abhängig von der Temperatur, den Druckverhältnissen und dem CO_2 -Gehalt der Lösung.

Der Nachweis über eine Schwermetallimmobilisierung durch Kalkzugabe wurde somit erbracht.

Literaturverzeichnis

Al-ameri A. und Tai-Hi K. 2007. Bodenkundliche Kartierung am Straßenrand der BAB A 115 Avus, Berlin Grunewald. Diplomkartierung am FG Standortkunde/Bodenschutz, TU-Berlin

Augustin K., Gregor H.D., Klewer M., Kriesch Ch., Schreiber H., Szelinski B.A. & H.Wey 1981: Streusalzbericht I. Umweltbundesamt, Berichte 81/1. Erich Schmidt Verlag, Berlin

BBodSchV 1999. Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 23. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3758) Stand: Geändert durch Art. 2 V v. 23.12.2004 I 3758.

Bielert, U. 1999. Hydrogeochemie von Spurenelementen in Sicker-, Grund- und Trinkwässern – von der Sickerwasserpassage bis zur Aufbereitung. Dissertation an der Universität Göttingen

Blume, H.-P. u. Hellriegel, T. 1981. Blei- und Cadmium-Status Berliner Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 144, S. 181-196.

Boller, M. et al. 2006: Schadstoffe im Straßenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbiermaterial Eawag, Dübendorf.

Diehl D. 2002. Schwermetalleinträge in einen Straßenrandboden am Beispiel der Autobahn A7 Mellendorf. Projektarbeit an der TU-Berlin, Institut für Ökologie, FG Standortkunde und Bodenschutz, unveröffentlicht.

Dierkes C., Geiger W.F. 1996. Dekontaminierende Wirkung belebter Bodenzonen bei verkehrsbedingten Beeinträchtigungen der Bodenqualität. Forschungsbericht Projekt Nr. 91604, 98 S., Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

Dierkes C., Geiger W.F. 1999. Pollution Retention Capabilities Of Roadside Soils. Wat. Sci. Tech. Vol.39, Nr.2; 201-208.

DIN ISO 10390, 2005. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes. Normenausschuss Wasser. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.

DIN 19684, 1977. Teil 1. Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau. Chemische Laboruntersuchung. Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.

DIN V 19715. Probennahme von Bodenwasser zur Bestimmung der Inhaltsstoffe und Abschätzung von Sickerfrachten. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin

DIN 19683-9:1998-05. Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen- Teil 9: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderbodenproben. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.

Dutter R. 1985. Mathematische Methoden in der Technik, Bd. 2: Geostatistik. B.G. Teubner Verlag, Stuttgart.

DVWK 1990: Stand der Verdunstungsermittlung in der Bundesrepublik Deutschland. In: DVWK-Schriften, Heft 86, 1-77, Bonn.

Gensior, A. 1995. Humus-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik einer Rostbraunerde unter dem Einfluss einer Kalkung/Düngung. *Bodenökologie und Bodengenese*, Heft 17. Fachgebiete Bodenkunde und Regionale Bodenkunde, Institut für Ökologie der TU Berlin, Selbstverlag.

Golwer A., 1995. Verkehrswege und ihr Grundwasserrisiko. *Eclogae geol. Helv.* 88/2, 403-419, Birkhäuser Verlag, Basel.

Haider, K. 1996. *Biochemie des Bodens*. 174 S. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Haude, W. 1955. Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. - *Mitt. Dt. Wetterd.* 2 (11), Bad Kissingen (Dt. Wetterd.).

Herms, U. 1982. Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Dissertation an der Universität Kiel, 269 S.

Herms, U. und Brümmer, G. 1984. Einflussgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 147; 400-423.

Herms, U. und Brümmer, G. 1979. Einfluss der Redoxbedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Sedimenten. - *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 29: 533-544.

Hewitt C. N. und Rashed M. B. 1990. Deposition of selected pollutants adjacent to a major rural highway. *Atmospheric Environment*. Vol. 25A, no. 5-6, pp. 979-983.

Hoffmann C. und Renger M. 1996. Säulenversuche zur Schwermetallmobilität in Rieselfeldböden. In: Kratz W. (Hsg.) *Rieselfelder in Berlin und Brandenburg*. Schriftenreihe im Fachbereich Umwelt und Gesellschaft Nr.101, Technische Universität Berlin, 67-75

Illera V., Garrido F., Serrano S., García-González M. T. 2004. Immobilization of the heavy metals Cd, Cu and Pb in an acid soil amended with gypsum- and lime-rich industrial by-products. *European Journal of Soil Science* 55 (1), 135–145.

Kocher, B. und Wessolek, G. 2003. Verlagerung verkehrsbedingter Stoffe mit dem Sickerwasser. FE Abschlußbericht 05.118/1997/GRB. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* Nr.864. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Bonn.

Kocher, B. 2007. Einträge und Verlagerung straßenverkehrsbedingter Schwermetalle in Sandböden an stark befahrenen Außerortsstraßen. *Bodenökologie und Bodengenese*, Nr. 38. Technische Universität Berlin, Selbstverlag.

Kreutzer, K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil*, Vol. 168-169; 447-470.

LABO- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz 2003. Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitet und ergänzte Auflage.

Lamersdorf, N. 1987. Spurenstoffe im Wurzelraum von Fichtenwald-Ökosystemen. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 55/II, S. 619-624.

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen; LUA NRW. 2000: Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV); Merkblatt Nr. 20, Essen.

Langer, T. und Sarnes, M. 1996. Bodenkundliche Feinkartierung im Jagen 63 des Berliner Grunewaldes. Diplomkartierung am Institut für Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde der TU-Berlin. Unveröffentlicht.

Legret, M. und Pagotto, C. 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. The Science of the Total Environment, Vol. 235, pp. 143-150.

Li, L.Y. 2006. Retention capacity and environmental mobility of Pb in soils along highway corridor. Water, Air and Soil Pollution 170: 211-227. Springer.

Lichtfuss R. 2003. Verfahren zur Abschätzung von anorganischen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser nach der Bundesbodenschutzverordnung –Vergleichbarkeit, Messunsicherheit, Aussagefähigkeit. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): Sickerwasserprognose – Forschung und Praxis. Beiträge der 56. Fachtagung "Stoffbewertung und Gewässerökologie" - Oldenbourg Industrieverlag, München

Lindsay W. L. 1979. Chemical equilibria in soils. - 449 S.; New York.

Lombi E., Hamon R.E., McGrath S.P.J., McLaughlin M. 2003. Lability of Cd, Cu, and Zn in Polluted Soils Treated with Lime, Beringite, and Red Mud and Identification of a Non-Labile Colloidal Fraction of Metals Using Isotopic Techniques. Environ. Sci. Technol 37, 979-984.

Lorenz K., Armbruster, M., Raspe, S. und Feger K.H 1998. Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre: II. Chemisch und mikrobiologische Veränderungen im Oberboden. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Alberts Universität Freiburg i. Br. PEF 196003 Zwischenbericht.

LUA Brandenburg 2004. Fachinformation des Landesumweltamtes, Nr. 4; Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg, Potsdam.

Matzner E. 1985. Auswirkungen von Dünung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Ökosystemen im Solling. Allg. Forst. Z, 43/85.

McBride M.B. 1980. Chemisorption of Cd²⁺ on calcite surface. Soil Science Society of America Journal, 44, 26-28.

McLaren R. G., Williams J. G., Swift R. S. 1983. The absorption of copper by soil samples from Scotland at low equilibrium solution concentrations. Geoderma Nr. 31, 2, 97-106.

Pagel H. 2007. Sandige Böden als Quelle kolloidalen Phosphors im Sickerwasser? Diplomarbeit am Institut für Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde, TU-Berlin.

Renger M., Marschner, B., Rakei, K. u. A. W. Wilczynski 1989. Wasser-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik immissionsbelasteter Waldböden. Abschlußbericht im Rahmen des FE-Vorhabens "Ballungsraumnahe Waldökosysteme", Berlin.

Renger M. und G. Wessolek 1990: Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung. Mitt. Inst. für Wasserwesen, Univ. der Bundeswehr München, Heft 386, 295-307.

Schachtschabel P. 1951. Die Methoden zur Bestimmung des Kalkbedarfs im Boden. Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkde 54, 134-135.

Schaller, K. 1993. Praktikum zur Bodenkunde und Pflanzenernährung. Geisenheim

Scheffer F. u. Schachtschabel P. 2002: Lehrbuch der Bodenkunde - 15. Auflage. Heidelberg; Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.

Schlenther L., Marschner B., Wessolek G., Renger M. 1995. Wasser- Nährstoff- und Schadstoffdynamik im Bodenraum immissionsbelasteter Waldökosysteme in Berlin. Bericht der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Abt. III, Dauerbeobachtung Waldökosysteme, 77 S., Berlin.

Simunek J., M. Sejna, M.Th. van Genuchten 1999: The HYDRUS-2D Software Package for Simulating the Two-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media, Version 2.0.-U.S.Salinity Laboratory, Riverside, California.

Sposito G. 1998. Bodenchemie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Springob G., Böttcher J. 1998: Parameterization and regionalization of Cd sorption characteristics of sandy soils. II. Regionalization : Freundlich K estimates by pedotransfer functions. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. Nr.161,S. 689-696.

Surfer, Version 8.0. Golden Software Inc. 809 14th Street, Golden, Colorado 80401-1866, U.S.A.

Turer D.G., Maynard J.B. 2003. Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of Corpus Christi, Texas and Cincinnati, Ohio shows organic matter is key of mobility. Clean Techn Environ Policy 4: 235-245. Springer Verlag.

Vetter H., Früchtenicht K. 1973. Die Kalkbedarfsermittlung nach Schachtschabel überprüft an Feldversuchsergebnissen. Landwirtsch.Forsch.26, 1.

DLG-Merkblatt 2006. Hinweise zur Kalkdüngung. Herausgeber: DLG e.V., Eschborner Landstr. 122, 60489 Frankfurt am Main und Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLFG), Strenzfelder Allee 22, 06406 Bernburg. 1. Auflage, 2006 (Stand 07/2006)

Kreutzer K. 1986: Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse aus experimentellen Freiland-Untersuchungen über den Einfluss von sauren Niederschlägen und Kalkung in Fichtenbeständen. Forstwissenschaftliches Centralblatt 105 (1986) S. 371 – 379.

6 Anhang

6.1 Freilandmessstelle

6.1.1 Schwermetallgehalte im Bodenfeststoff

Schwermetallgehalte im Bodenfeststoff der verschiedenen Abstände und Tiefen. Dargestellt sind Median, Minimum, Maximum, oberstes Quartil und unterstes Quartil. Die rote Linie zeigt den Prüfwert des Wirkungspfades Boden Grundwasser der BBodSchV.

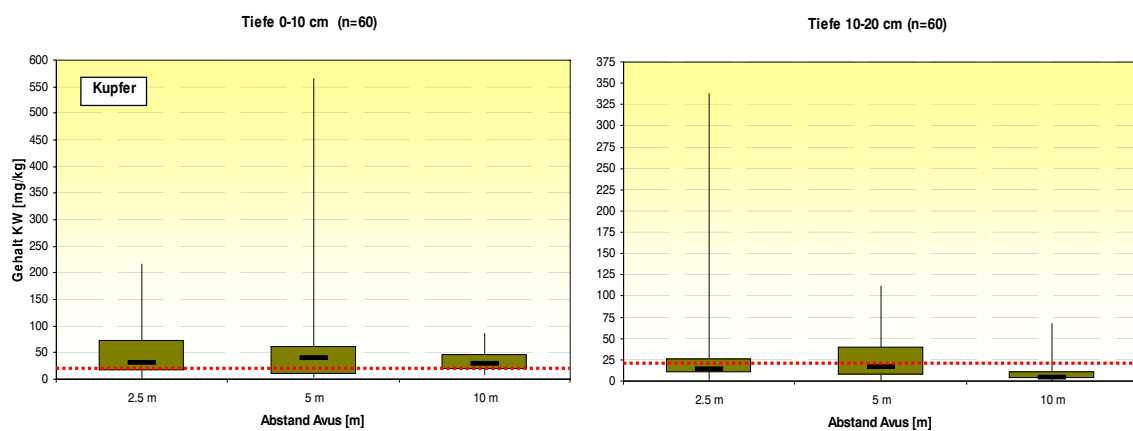


Abb. 60: Kupfergehalte der Transektkartierung

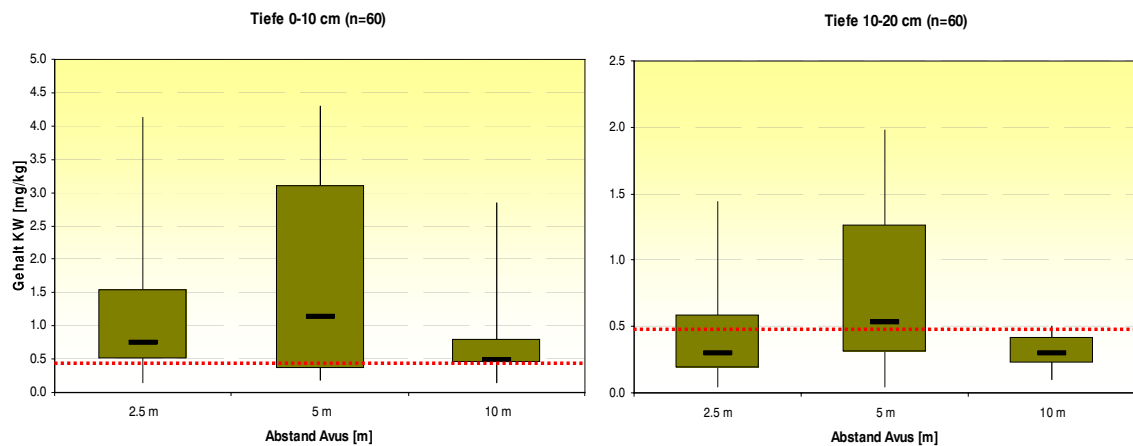


Abb. 61: Cadmiumgehalte der Transektkartierung

Tab. 16: Bestimmungsgrenzen HGA und ICP

HGA µg/l				ICP µg/l			
Cr	Ni	Cu	Cd	Pb	Zn	Ca	Mg
0.5	0.5	0.5	0.01	0.5	5	10	10

Tab. 17: Schwermetallgehalte der Bodenproben des Autobahnreferenzbodens 0- 10 cm (ARB)

Proben Nr.	Horizont	Tiefe [cm]	Abstand zur Avus [m]	pH	Zn	Cd	Pb	Ni	Cu	Cr
				CaCl ₂	mg/kg TrS	mg/kg TrS	mg/kg TrS	mg/kg TrS	mg/kg TrS	mg/kg TrS
1	Ah	0-10	5	5.38	204	1.64	172	6.97	51	16
2	Ah	0-10	5	5.43	401	4.88	227	13.7	93	29.8
3	Ah	0-10	5	5.29	338	4.35	223	10.7	78	23.7
4	Ah	0-10	5	5.63	475	6.41	257	14.3	103	31.6
5	Ah	0-10	5	5.34	353	4.12	231	13.7	93	27
6	Ah	0-10	5	5.21	263	3.13	189	11.5	64	20.4
7	Ah	0-10	5	4.74	166	1.48	168	8.34	56	17.4
8	Ah	0-10	5	5.19	251	2.61	386	9.39	62	20.5
9	Ah	0-10	5	5.49	291	3.45	192	10.8	67	22.7
10	Ah	0-10	5	5.22	178	1.35	153	7.8	49.4	16.3
MW				5.3	292	3.3	220	10.7	71.6	22.5
Median				5.3	277	3.3	208	10.8	65.5	21.6
StabW				0.2	100	1.6	67	2.6	19.1	5.5
11	Ah	0-10	7	4.69	197	2.1	212	8.55	56	15.8
12	Ah	0-10	7	4.95	260	3.34	193	9.4	67	19
13	Ah	0-10	7	4.81	246	3.69	240	10.6	69	24.2
14	Ah	0-10	7	6.24	626	10.4	182	26.6	182	42.9
15	Ah	0-10	7	4.99	231	3.08	147	12.2	63	18.2
16	Ah	0-10	7	5.35	251	3.45	147	8.24	56	16.7
17	Ah	0-10	7	5.22	260	3.26	145	8.94	54	15.2
18	Ah	0-10	7	5.24	174	1.9	104	5.87	42.8	13.4
19	Ah	0-10	7	5.45	156	1.53	94	4.91	36.3	12.6
20	Ah	0-10	7	5.72	229	2.41	98	6.08	56	12.8
MW				5.3	263	3.5	156	10.1	68.2	19.08
Median				5.2	239	3.2	147	8.7	56.0	16.3
StabW				0.5	133	2.5	50	6.2	41.2	9.1
21	Ah	0-10	2.5	6.19	259	0.8	229	11.9	61	23.6
22	Ah	0-10	2.5	5.45	220	0.7	260	11.4	77	25.4
23	Ah	0-10	2.5	5.81	258	1.14	357	13.2	77	25.6
24	Ah	0-10	2.5	6.33	295	1.09	245	10.7	74	27.5
25	Ah	0-10	2.5	5.86	205	0.51	190	7.7	48.3	20.1
MW				5.9	247.4	0.8	256.2	11.0	67.5	24.4
Median				5.9	258.0	0.8	245.0	11.4	74.0	25.4
StabW				0.3	35.6	0.3	62.1	2.0	12.6	2.8

Tab. 18: Schwermetallgehalte der Bodenproben des Autobahnreferenzbodens 10-25 cm (ARB)

Proben Nr.	Horizont	Tiefe [cm]	Abstand Avus [m]	pH	Zn mg/kg TrS	Cd mg/kg TrS	Pb mg/kg TrS	Ni mg/kg TrS	Cu mg/kg TrS	Cr mg/kg TrS
1a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.4	169	2.26	56	4.91	30	11.4
2a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.16	170	2.42	48	5.5	41.2	16.4
3a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.14	153	1.97	61	6.6	31.4	14.2
4a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.13	211	2.91	50	7.99	39.2	14.9
5a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.89	211	2.96	64	7.82	43.4	18.8
6a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.1	181	2.6	49	7.37	45.4	16.1
7a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.58	236	3.19	80	7.63	44.5	14.7
8a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	7.65	92	1.01	25	3.89	19.5	6.93
9a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.85	76	0.75	102	3.75	19.3	8.23
10a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	5	6.28	138	1.66	59	4.38	29.5	10.6
MW				6.9	163.7	2.2	59.4	6.0	34.3	13.2
StabW				0.4	51.3	0.8	20.5	1.7	9.9	3.8
GeoM				6.9	155.1	2.0	56.1	5.8	32.9	12.7

11a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	5.41	326	5.03	122	10.1	66	19.8
12a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	5.16	218	3.23	75	7.1	49.9	15.7
13a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.37	262	3.8	74	8.86	56	21.8
14a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	7.22	68	0.71	25	3.7	13.9	7.4
15a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.32	51	0.33	22	2.85	9.81	5.4
16a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.17	387	6.33	114	11.4	80	22.8
17a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.41	163	1.97	61	5.05	29.3	10.3
18a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.53	183	2.21	54	5.27	35.8	10.8
19a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	6.89	198	2.5	60	5.73	39.7	12.9
20a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	7	7.05	142	1.7	36	3.95	28.3	9.3
MW				6.4	199.8	2.8	64.3	6.4	40.9	13.6
StabW				0.7	105.2	1.9	33.8	2.9	22.3	6.1
GeoM				6.3	170.7	2.1	56.0	5.8	34.5	12.3

21a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	5.82	95	0.5	85	4.18	21.2	15.4
22a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	5.64	102	0.55	81	4.01	19.4	9.5
23a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	7.01	94	0.62	74	3.04	20.1	11.6
24a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	6.95	49	0.28	15	0.4	7.3	3.55
25a	A(h)e -Bhv	10-25 cm	2.5	6.65	113	0.6	60	7.8	15.3	10.6
MW				6.4	90.6	0.5	63.0	17.9	16.7	29.2
StabW				0.6	24.5	0.1	28.5	33.6	5.7	43.1
GeoM				6.4	87.2	0.5	54.0	4.4	15.6	14.5

Tab. 19: Schwermetallgehalte der Bodenproben der Transektkartierung; Tiefe 0-10 cm (mg/kg)

Abstand m	Tiefe cm	pH	humusgehalt	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)
2.5	0-10	5.99	3.6	2.14	322.96	283.07	
2.5	0-10	5.98	7.7	1.80	317.96	418.45	98.06
2.5	0-10	6	3.9	1.55	351.74	425.87	95.45
2.5	0-10	6.79	0.2	0.15	20.61	144.75	2.94
2.5	0-10	6.03	0.9	0.67	103.65	146.83	143.95
2.5	0-10	6.41	0.7	0.59	85.87	105.50	15.70
2.5	0-10	6.73	0.6	0.25	54.07	34.72	8.93
2.5	0-10	6.16	0.6	0.74	129.06	127.21	30.18
2.5	0-10	5.98	0.8	0.14	45.54	25.50	5.01
2.5	0-10	5.52	4.1	4.12	316.10	120.77	45.75
2.5	0-10	5.26	3.2	2.42	225.56	115.68	71.15
2.5	0-10	6.04	3.9	1.19	180.91	275.35	41.25
2.5	0-10	5.51	9.9	0.48	74.16	81.34	17.22
2.5	0-10	6.12	2.2	0.50	99.70	102.69	15.45
2.5	0-10	5.13	1.9	0.94	117.33	186.14	25.74
2.5	0-10	6.2	2.7	1.06	106.73	200.96	30.77
2.5	0-10	6.55	1.7		402.56	166.34	72.83
2.5	0-10	5.39	3.7	0.67	145.95	155.11	
MW		5.99	2.91	1.14	172.25	173.13	45.02
Median		6.02	2.45	0.74	123.19	145.79	30.47
StabW		0.48	2.55	1.02	119.50	112.84	40.49

5	0-10	5.33	2.4	0.19	47.82	58.24	n.b.
5	0-10	5.58	5.6	1.50	229.65	167.64	59.11
5	0-10	6.15	3.4	0.23	32.82	25.52	565.18
5	0-10	6.73	19.1	n.b.	n.b.	277.78	205.83
5	0-10	5.89	4.9	0.25	16.35	51.04	6.44
5	0-10	5.75	5.4	n.b.	607.84	154.90	n.b.
5	0-10	6.07	3.9	3.11	211.25	78.97	38.99
5	0-10	5.88	2.1	0.70	342.38	30.87	n.b.
5	0-10	6.24	1	1.14	182.55	98.67	27.17
5	0-10	6.49	5.2	0.35	67.23	31.87	5.98
5	0-10	5.9	0.6	1.28	125.80	38.88	19.67
5	0-10	6	10.6	4.29	338.26	104.01	70.13
5	0-10	5.01	2.8	1.55	15.50	44.57	6.30
5	0-10	5.12	7.9	n.b.	34.90	55.33	9.47
5	0-10	4.45	3.3	n.b.	24.22	80.91	9.21
5	0-10	5.72	11.7	3.28	292.25	183.90	62.13
5	0-10	5.8	4.3	1.11	270.27	n.b.	42.95
5	0-10	6.34	3.1	n.b.	859.45	157.17	180.44
5	0-10	6.2	0.9	3.52	253.85	60.21	52.02
5	0-10	5.39	1.4	0.77	36.65	23.97	3.76
MW		5.80	4.98	1.55	209.95	90.76	80.28
Median		5.89	3.65	1.14	182.55	60.21	38.99
StabW		0.54	4.47	1.34	221.51	68.30	137.97

10	0-10	5.33	1.8	0.15	20.36	29.29	12.91
10	0-10	5.65	5.9	2.84	331.20	290.48	85.54
10	0-10	4.73	1.3	0.49	254.15	52.20	n.b.
10	0-10	4.09	4.6	0.74	85.47	155.63	27.17
10	0-10	4.16	8.1	0.44	44.12	74.51	69.12
10	0-10	4.26	3.9	0.96	95.79	177.20	30.17
10	0-10	4.9	3.5	3.56	800.40	330.04	26.68
10	0-10	4.71	1.6	0.80	89.42	61.33	11.24
10	0-10	4.02	4.4	0.79	78.17	151.92	31.96
10	0-10	4.91	1.3	0.44	31.65	78.87	8.28
10	0-10	4.56	3.5	2.12	142.08	86.04	n.b.
10	0-10	3.7	6	0.48	42.07	115.20	53.06
10	0-10	3.58	40.7	n.b.	10.43	20.38	n.b.
10	0-10	3.68	1.5	0.43	206.98	118.07	31.55
10	0-10	3.38	3.5	n.b.	8.17	10.57	n.b.
10	0-10	4.56	3.5	n.b.	37.12	32.89	n.b.
10	0-10	3.7	6	n.b.	46.66	120.33	50.10
10	0-10	3.58	40.7	n.b.	31.10	75.60	15.79
10	0-10	3.68	1.5	n.b.	36.84	111.49	26.03
10	0-10	3.38	3.5	3.28	524.84	122.77	n.b.
MW		4.23	7.34	1.25	145.85	110.74	34.26
Median		4.13	3.50	0.76	62.42	98.77	28.67
StabW		0.66	11.56	1.17	201.28	82.65	22.63

6.1.2 Sickerwasserkonzentrationen

Tab. 20: Mittelwerte aller Schwermetallkonzentrationen der beprobten Abstände und Tiefen BAB A115

Abstand/Tiefe		Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	pH	el.Leitf. [mS/cm]
		HGA [µg/l]	HGA [µg/l]	HGA [µg/l]	ICP [µg/l]	HGA [µg/l]	HGA [µg/l]		
10 m - 10 cm	Mittelwert	8.0	24.0	159.0	690.8	4.8	48.4	5.3	0.4
	<i>Median</i>	5.1	18.0	122.0	532.5	3.9	15.9	5.3	0.3
	<i>StabW</i>	11.5	25.4	155.2	428.6	6.2	113.1	0.7	0.3
10 m - 30 cm		5.8	17.4	103.9	483.8	2.6	19.0	5.2	0.3
		4.2	12.4	68.2	350.0	2.0	11.0	5.2	0.3
		6.5	16.1	84.9	493.9	2.3	21.7	0.7	0.3
10 m - 50 cm		3.6	9.1	50.3	258.4	1.5	13.4	5.0	0.3
		3.1	7.9	38.2	210.0	1.2	8.9	4.7	0.2
		1.9	5.5	32.0	162.6	1.0	12.0	0.7	0.2
7,5 m - 10 cm		2.0	7.9	68.2	112.8	0.9	4.0	7.6	0.5
		1.8	8.1	60.8	81.5	0.7	2.8	7.6	0.5
		1.1	3.2	34.7	83.5	0.5	3.0	0.3	0.2
7,5 m - 30 cm		1.1	5.2	45.6	45.7	0.5	3.7	7.7	0.7
		0.9	3.2	30.7	30.5	0.3	2.0	7.8	0.6
		1.2	5.9	52.7	53.0	0.5	4.4	0.2	0.2
7,5 m - 50 cm		0.8	4.2	27.8	31.9	0.5	2.6	7.8	0.7
		0.5	2.7	24.2	25.0	0.3	1.5	7.8	0.7
		0.8	4.2	21.4	16.6	0.7	3.4	0.2	0.2
2,5 m - 10 cm		6.0	19.5	243.7	301.5	2.0	13.3	7.5	1.2
		5.0	18.4	214.5	203.0	1.9	11.1	7.4	1.0
		4.1	10.6	149.7	233.8	1.2	10.3	0.4	1.1
2,5 m - 30 cm		4.5	10.6	157.5	65.7	1.2	9.1	8.0	3.4
		3.4	9.7	127.8	44.0	0.8	7.3	8.0	1.5
		3.7	8.4	109.3	61.8	1.4	7.7	0.3	4.3
2,5 m - 50 cm		5.6	8.8	156.4	51.3	1.6	8.2	7.8	5.0
		3.9	6.4	112.5	38.5	0.6	8.6	7.8	2.3
		5.4	6.3	138.8	66.0	2.3	5.1	0.4	7.2

Rechte Messfläche - CaCO₃

Sickerwasserkonzentrationen der verschiedenen Beprobungstermine. Dargestellt sind Median, Minimum, Maximum, oberstes Quartil und unterstes Quartil. Die rote Linie zeigt den Prüfwert des Wirkungspfades Boden-Grundwasser der BBodSchV.

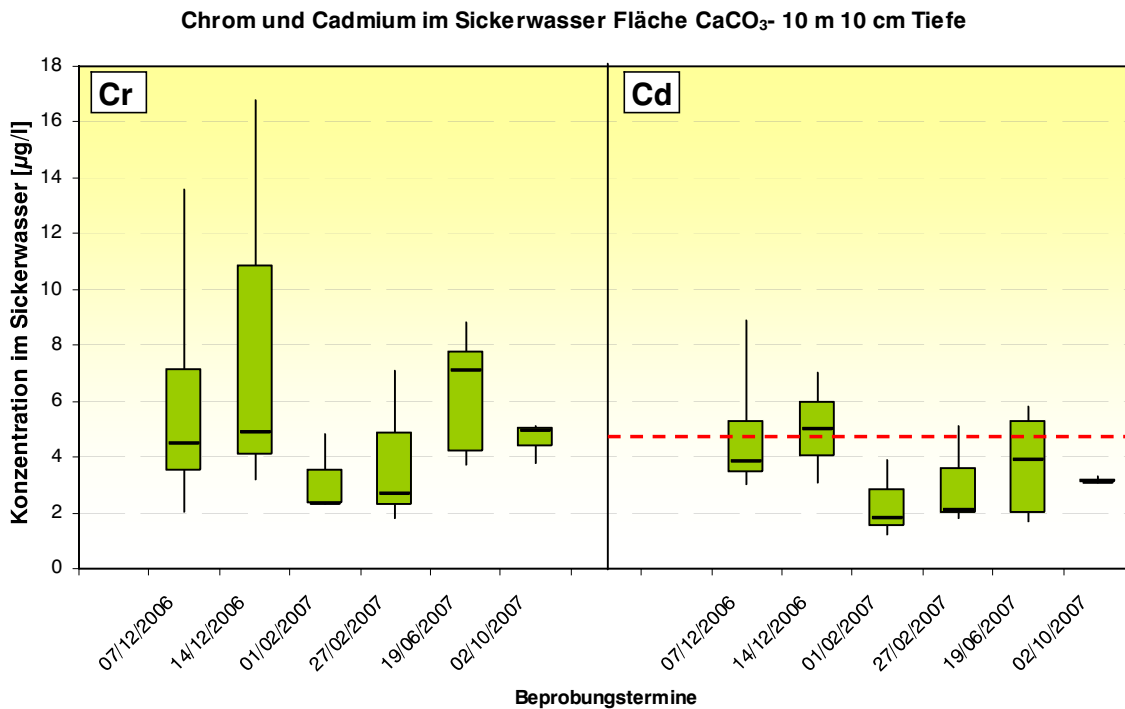


Abb. 62: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

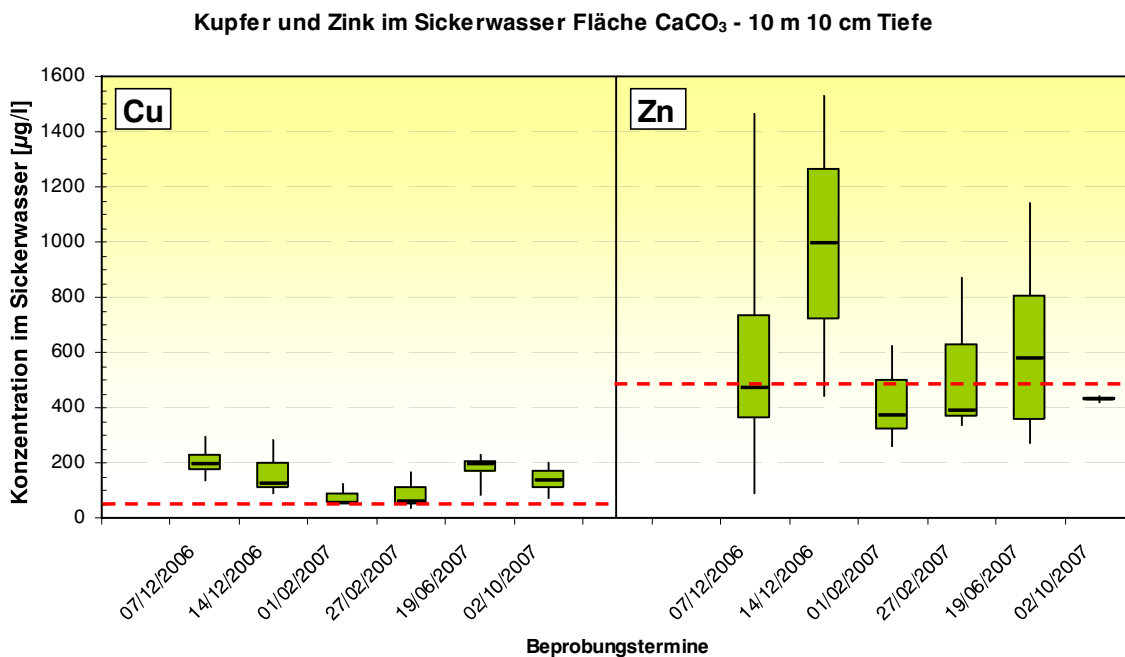


Abb. 63: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

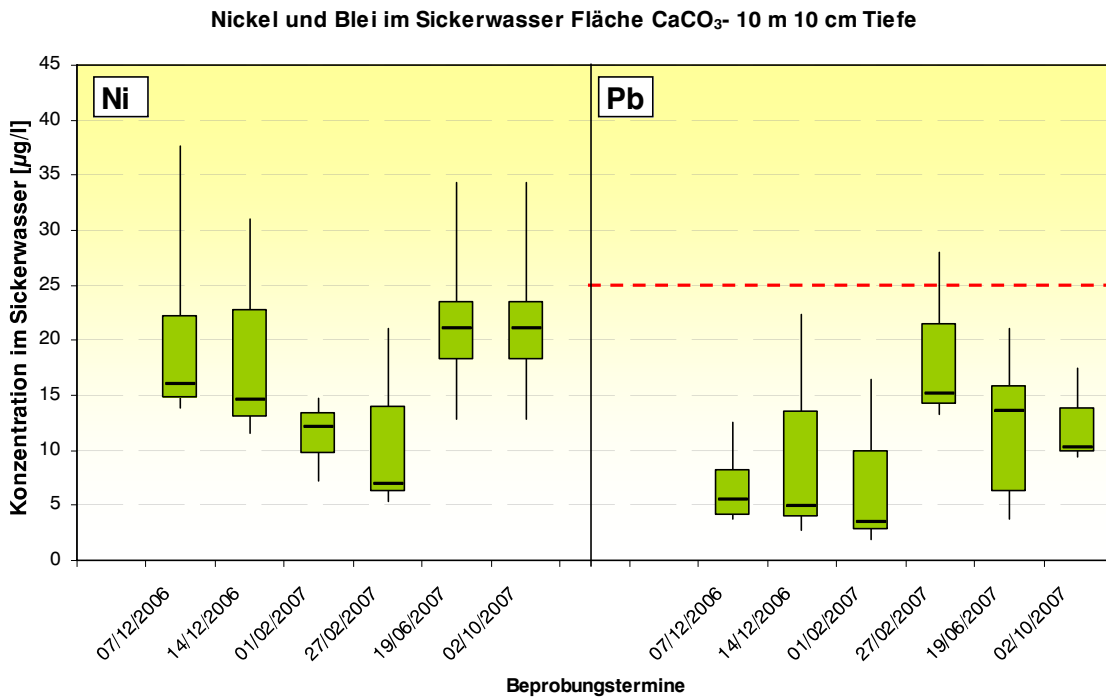


Abb. 64: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

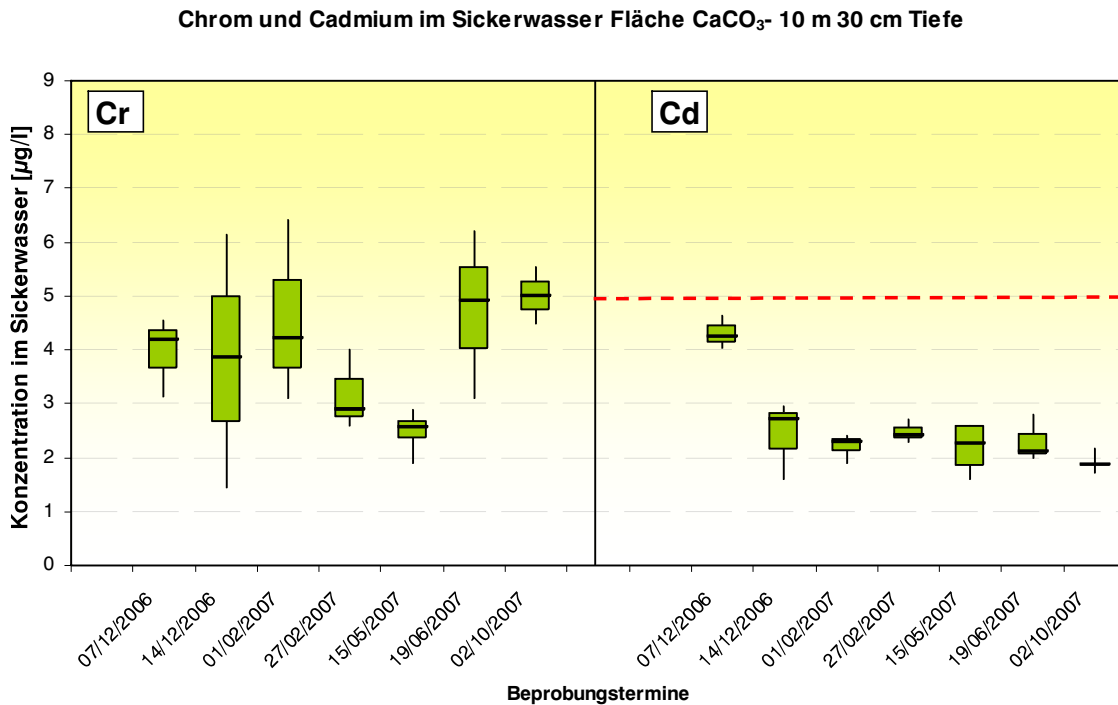


Abb. 65: Chrom- (links) und Cadmiumkonzentrationen (rechts) im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

Kupfer und Zink im Sickerwasser Fläche CaCO₃ - 10 m 30 cm Tiefe

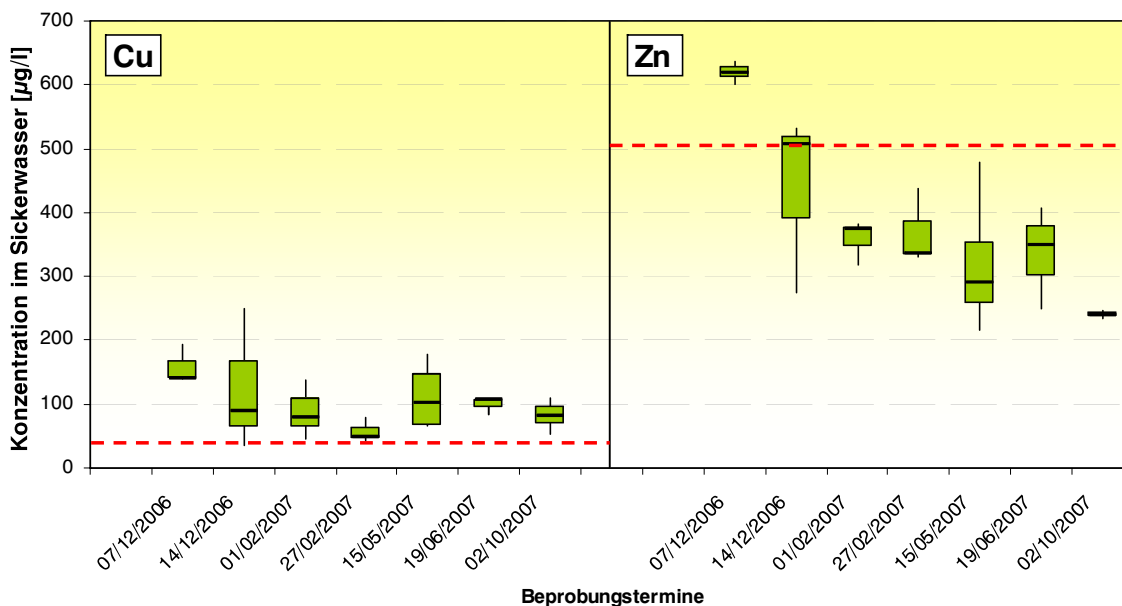


Abb. 66: Kupfer- (links) und Zinkkonzentrationen (rechts) im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

Nickel und Blei im Sickerwasser Fläche CaCO₃- 10 m 30 cm Tiefe

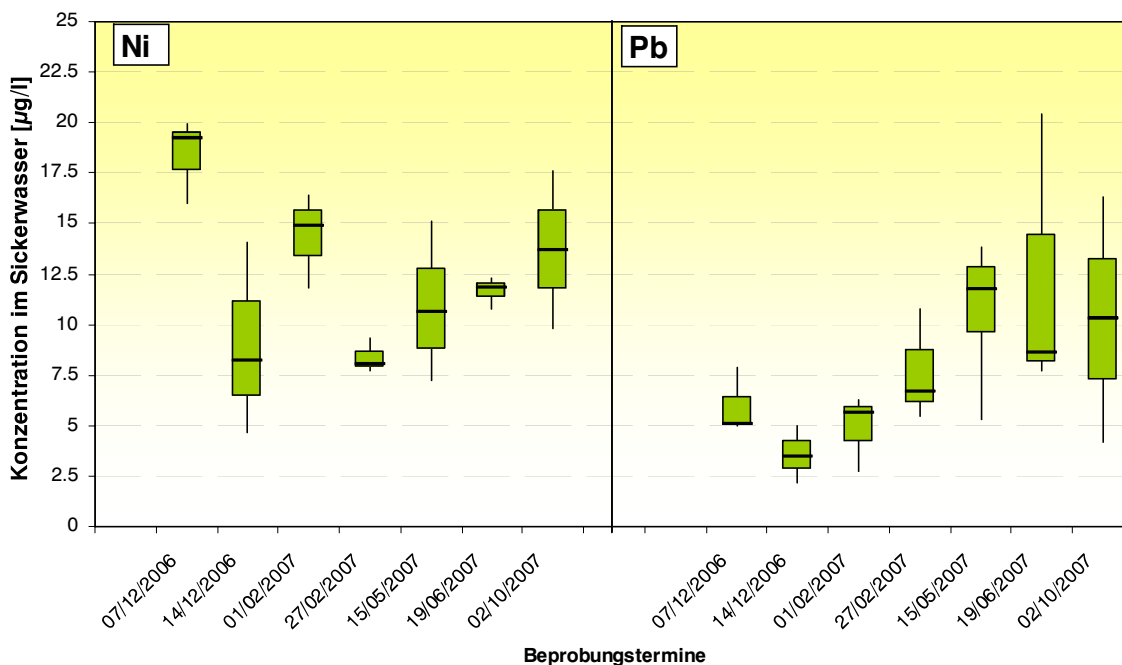


Abb. 67: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

Chrom und Cadmium im Sickerwasser Fläche CaCO₃- 10 m 50 cm Tiefe

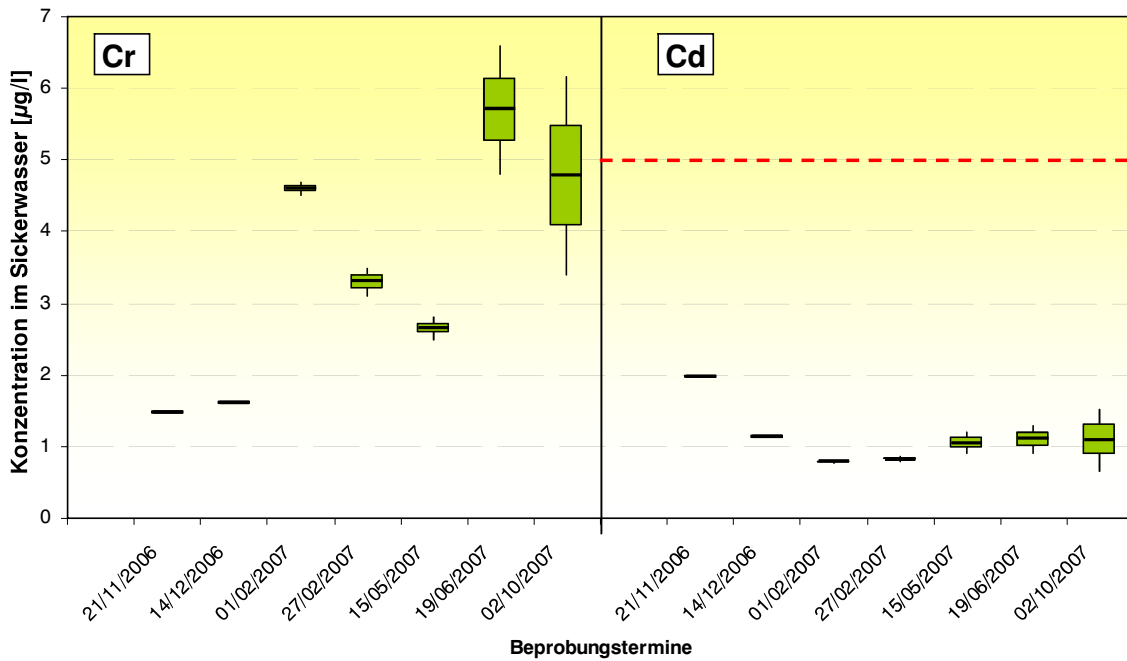


Abb. 68: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

Kupfer und Zink im Sickerwasser Fläche CaCO₃ - 10 m 50 cm Tiefe

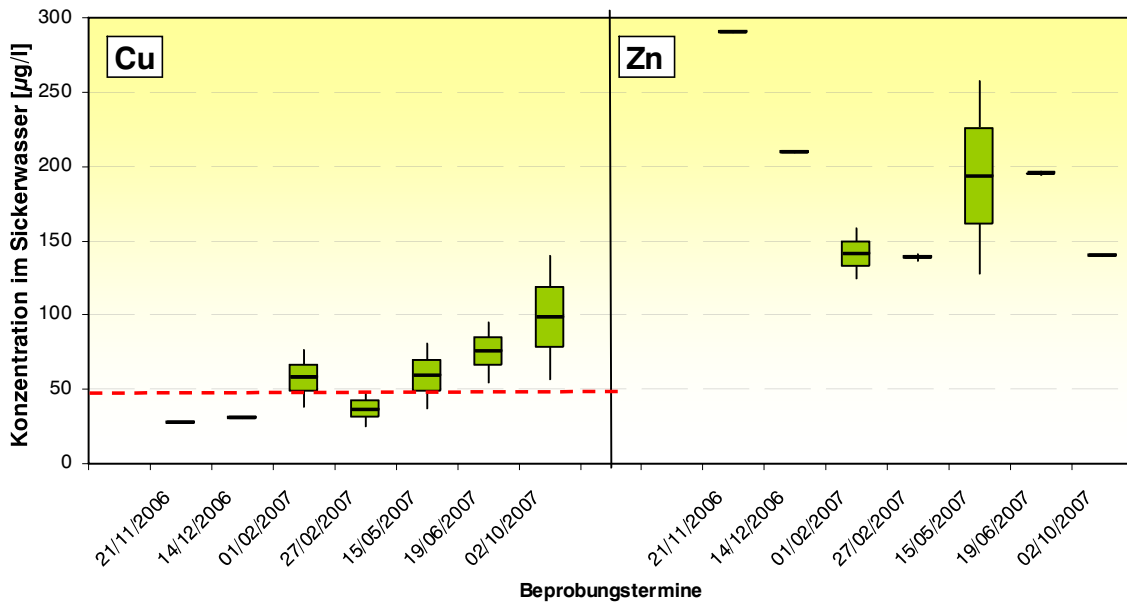


Abb. 69: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

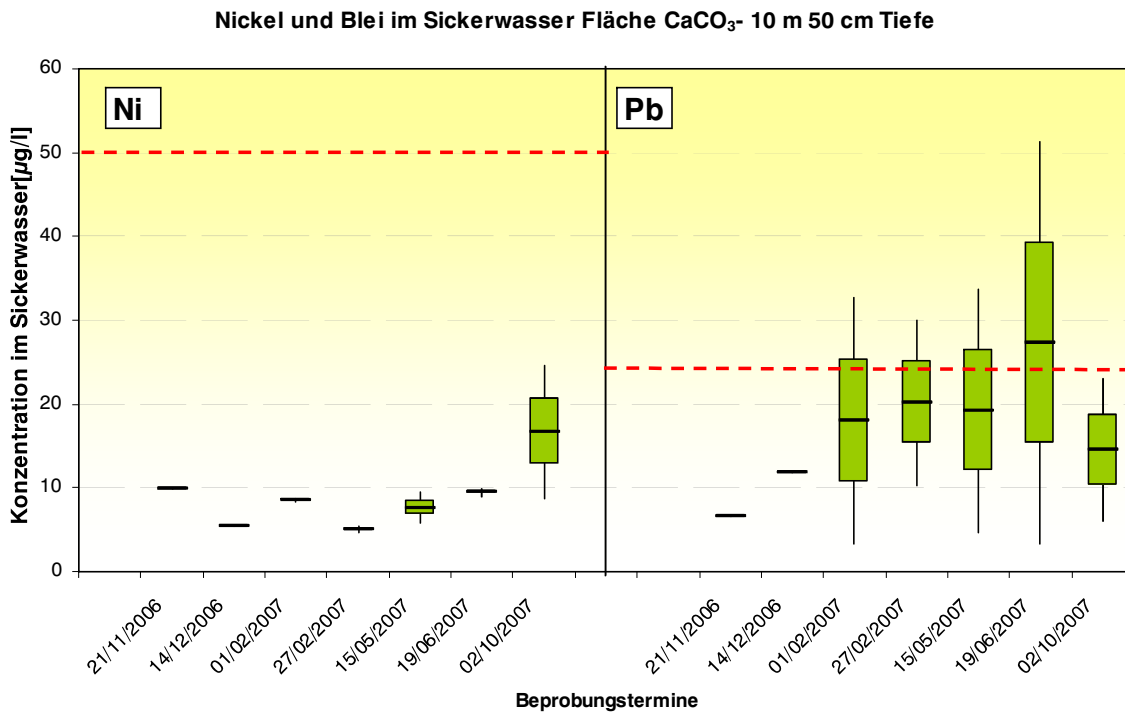


Abb. 70: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 10 m; CaCO₃-Fläche

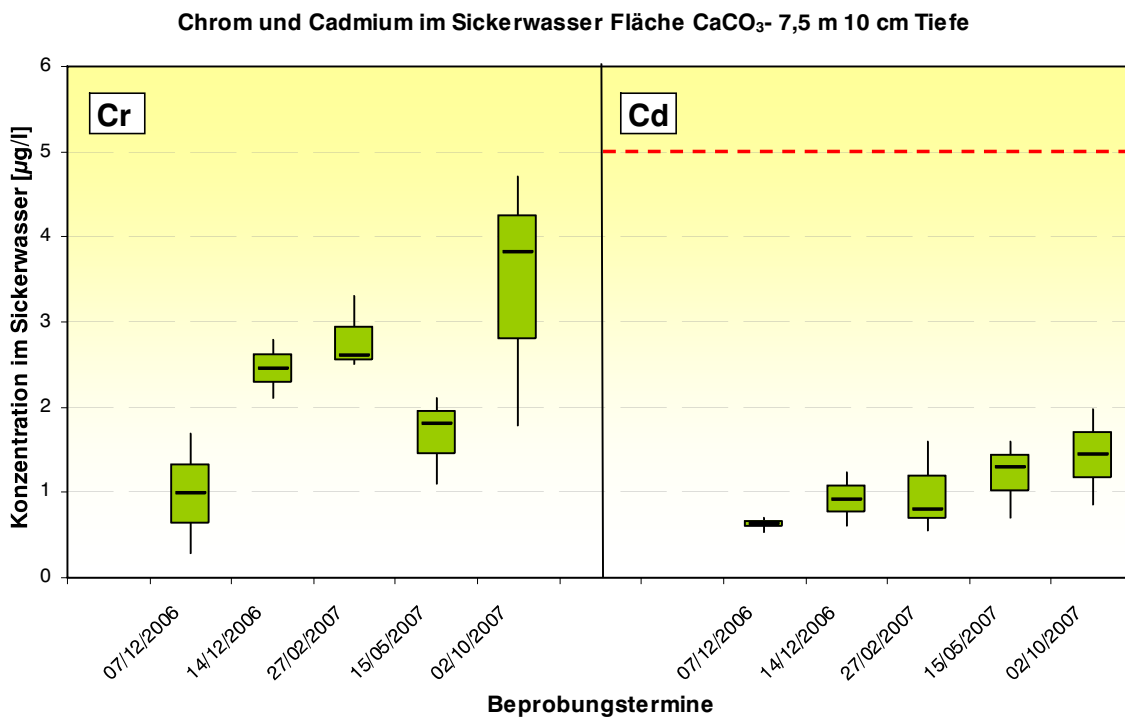


Abb. 71: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

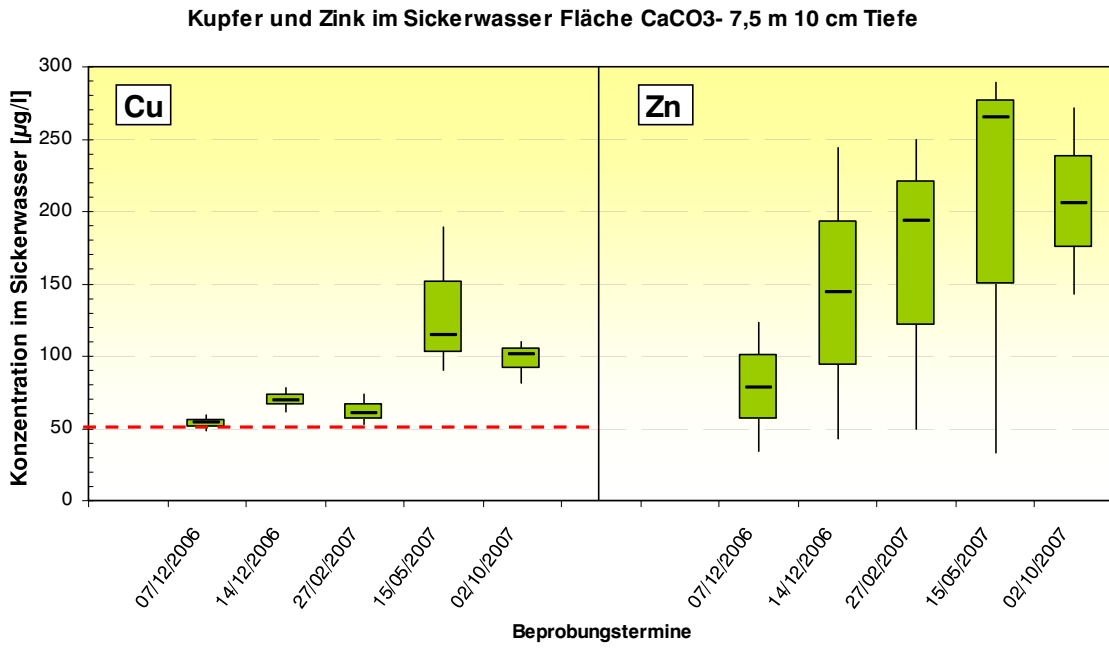


Abb. 72: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

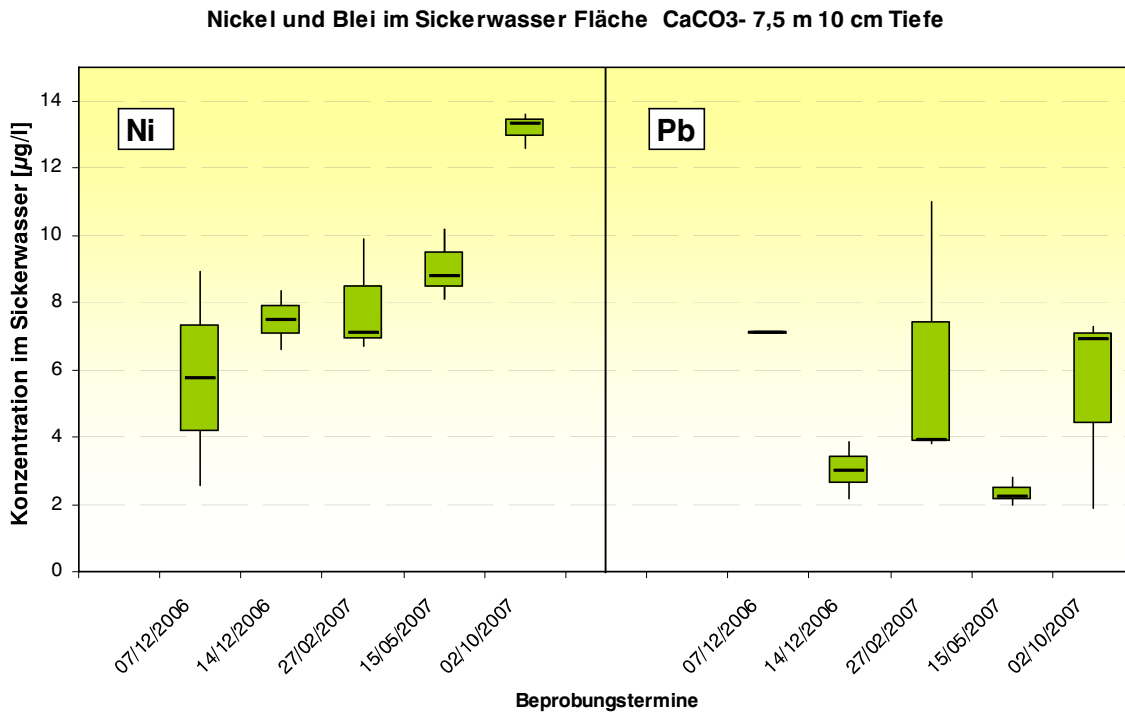


Abb. 73: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

Chrom und Cadmium im Sickerwasser Fläche CaCO₃- 7,5 m 30 cm Tiefe

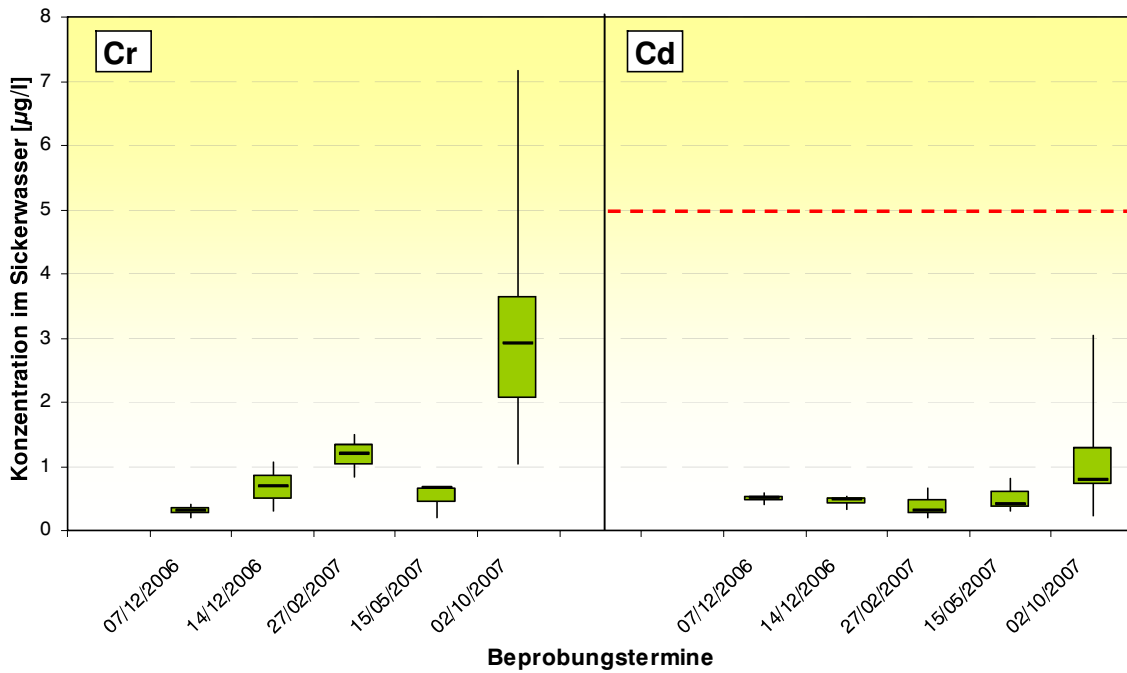


Abb. 74: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

Kupfer und Zink im Sickerwasser Fläche CaCO₃- 7,5 m 30 cm Tiefe

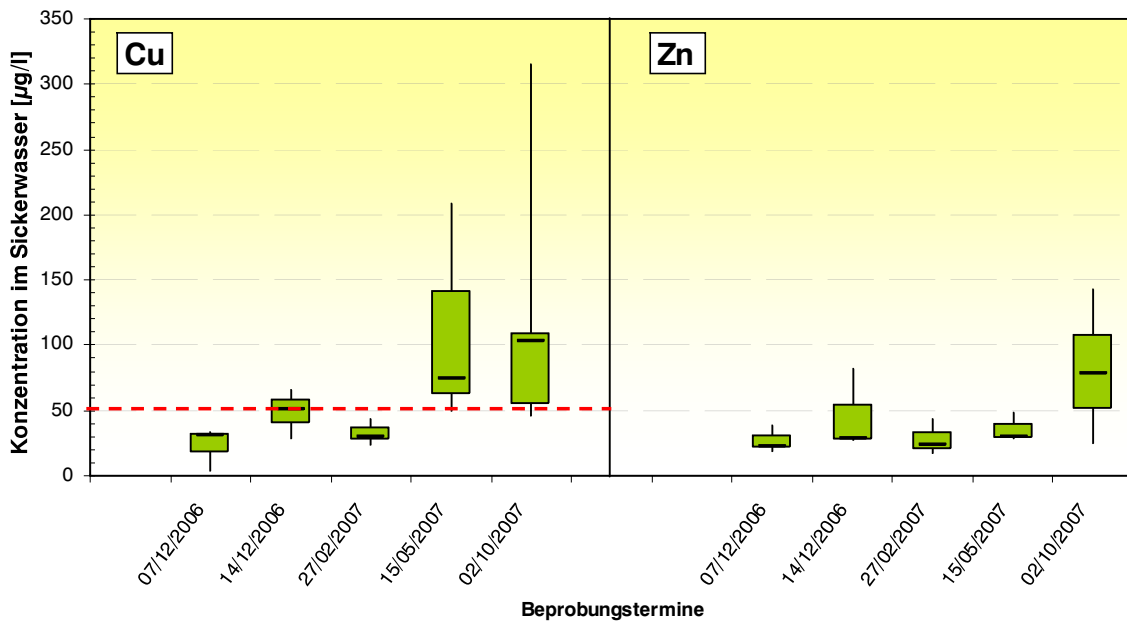


Abb. 75: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

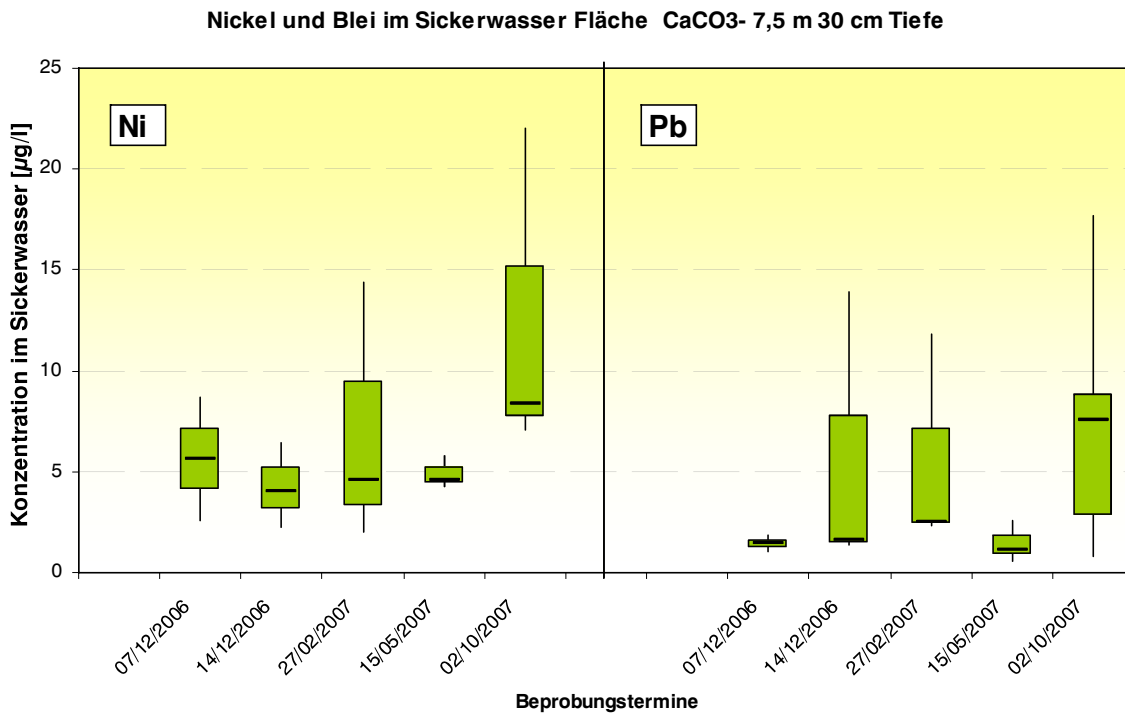


Abb. 76: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

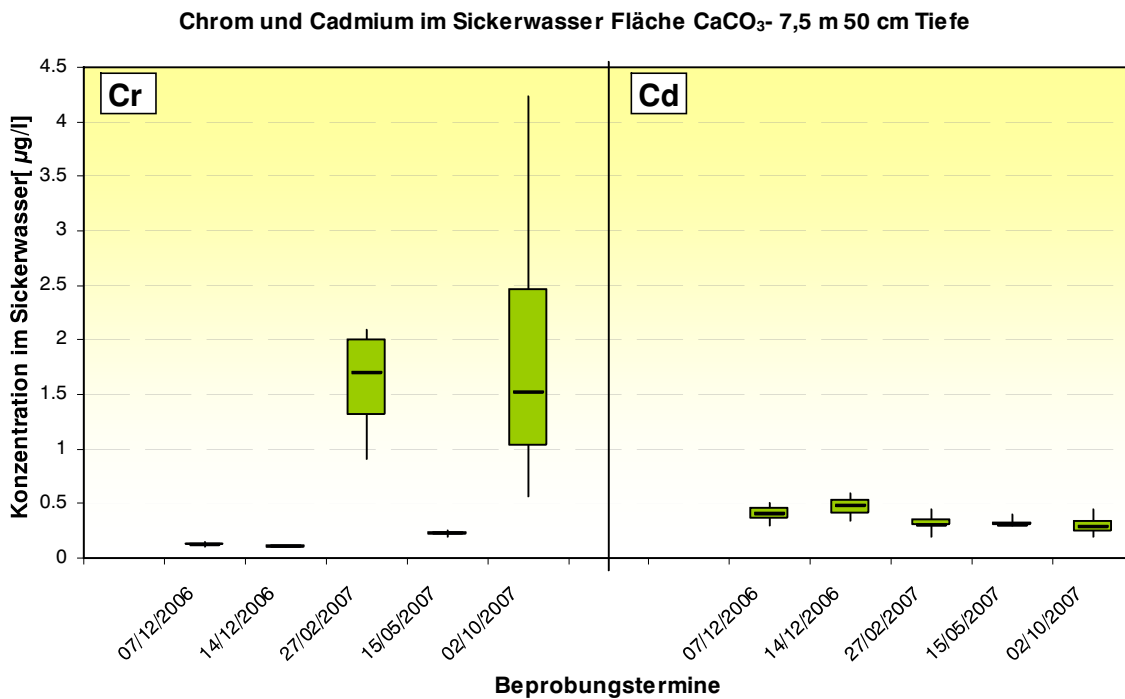


Abb. 77: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

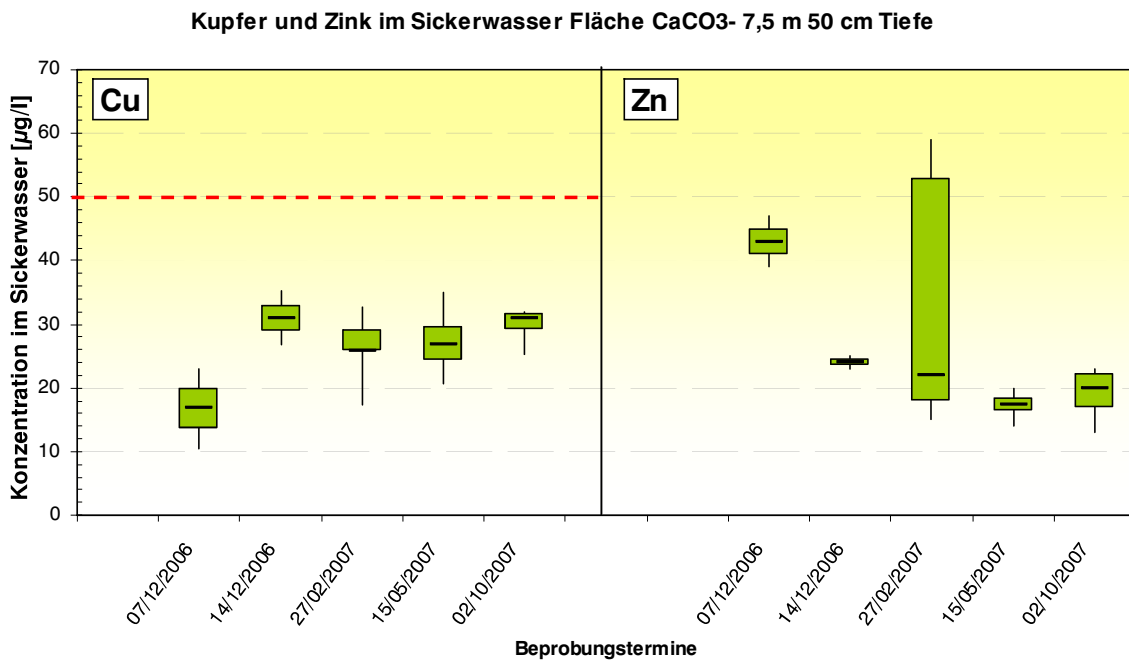


Abb. 78: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

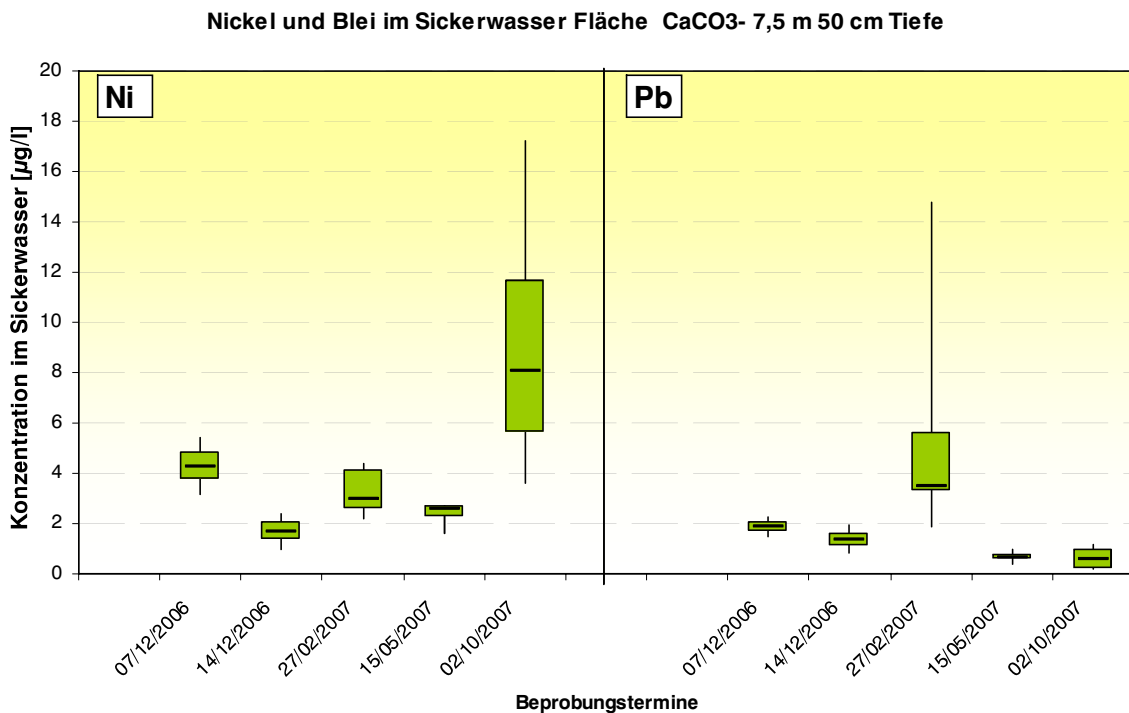


Abb. 79: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; CaCO₃-Fläche

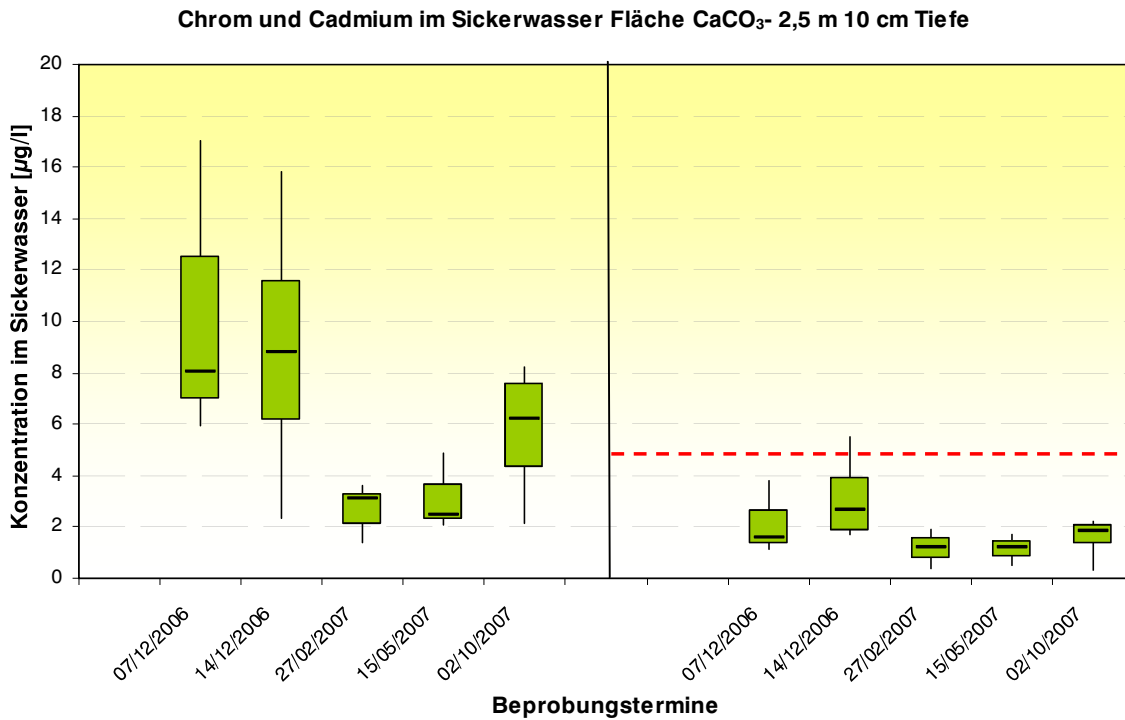


Abb. 80: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

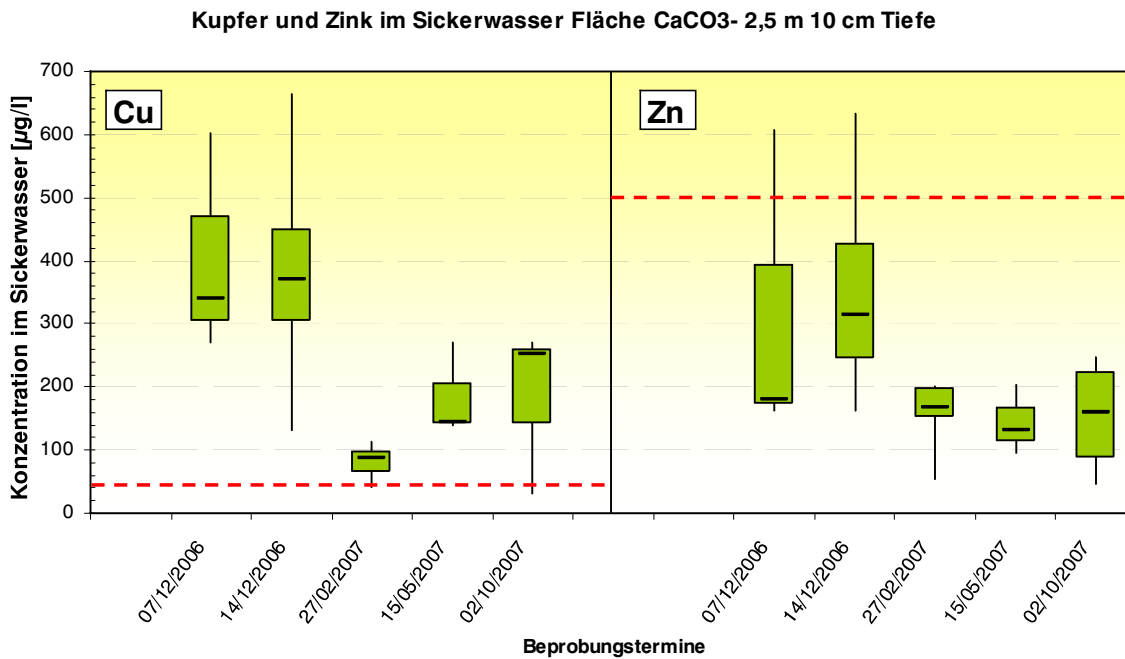


Abb. 81: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

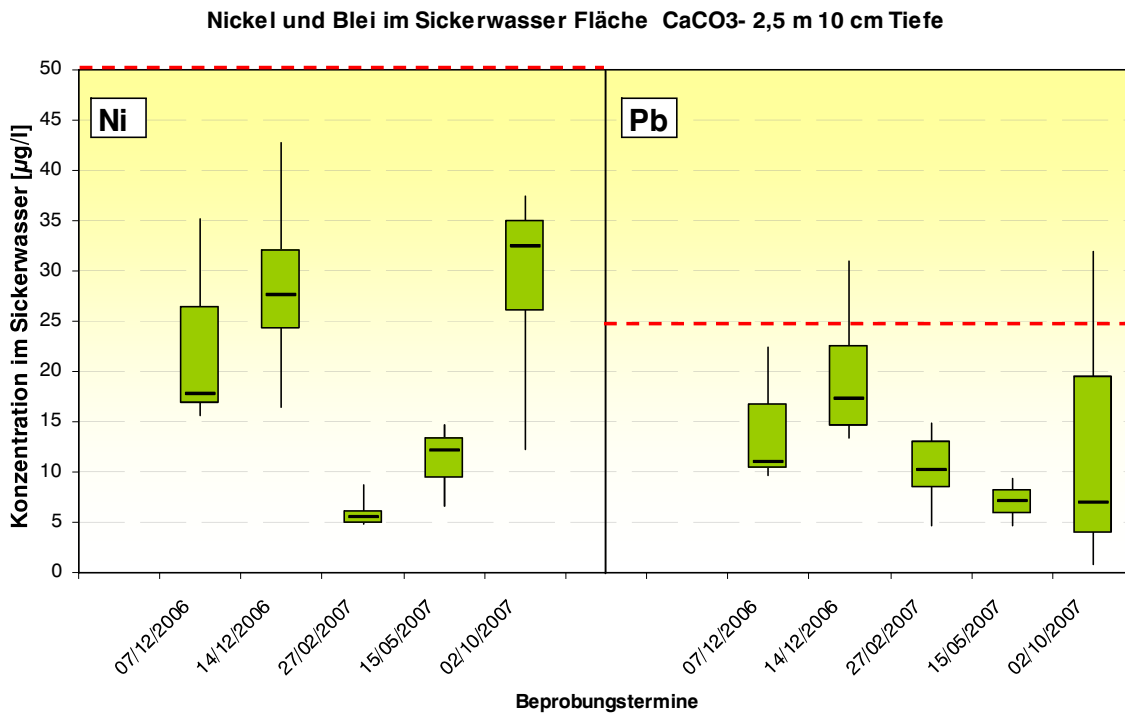


Abb. 82: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

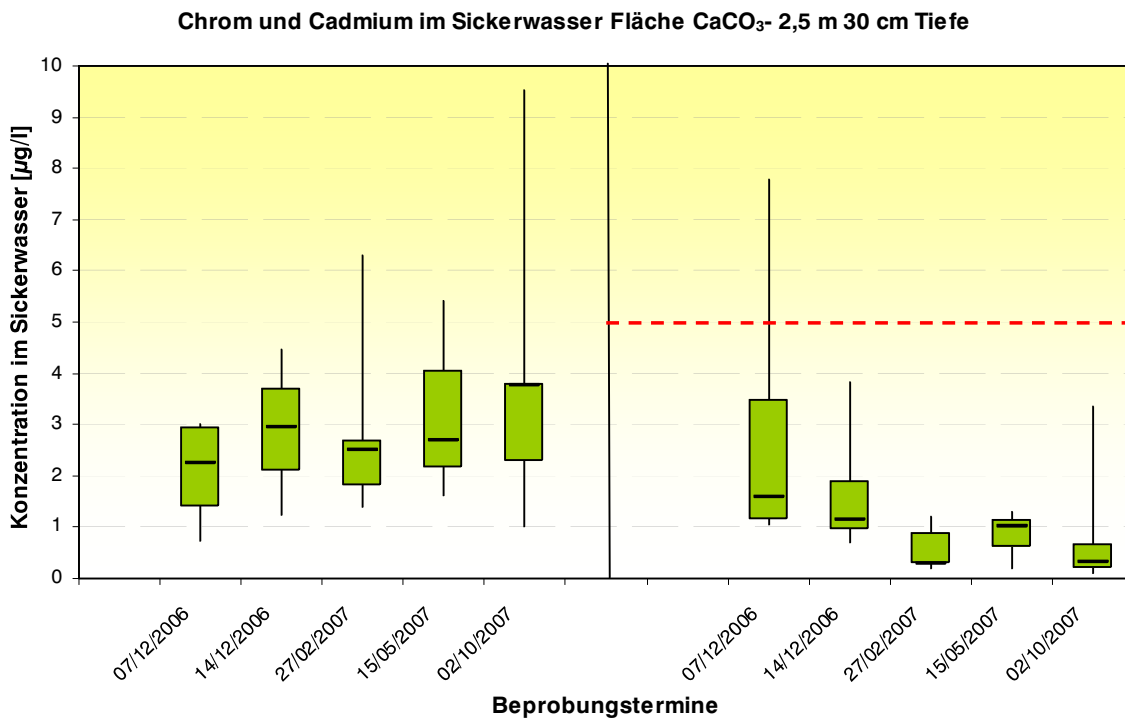


Abb. 83: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

Kupfer und Zink im Sickerwasser Fläche CaCO₃- 2,5 m 30 cm Tiefe

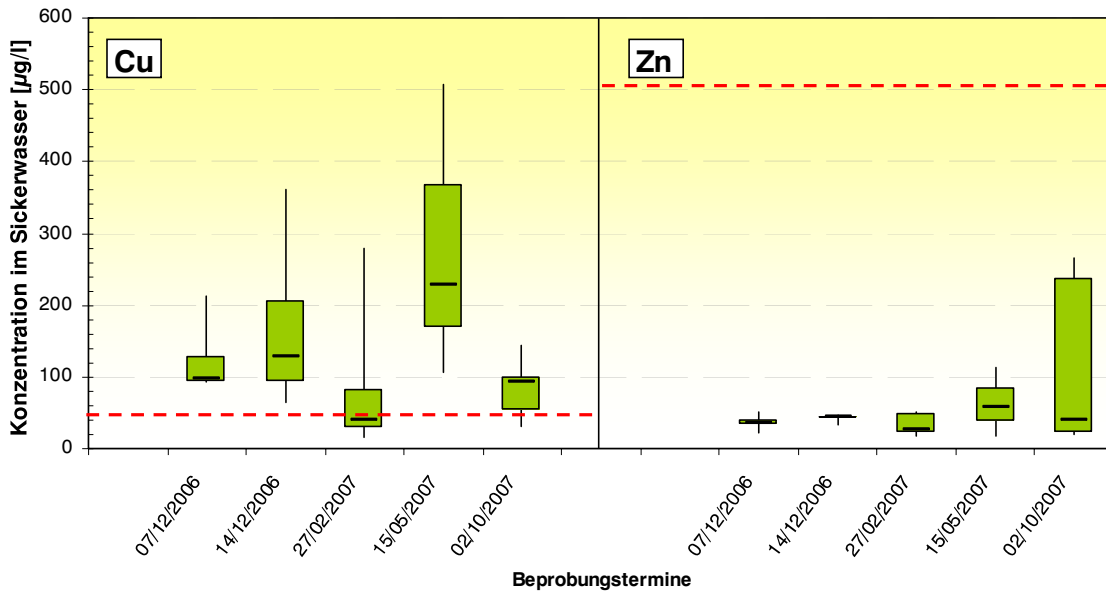


Abb. 84: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

Nickel und Blei im Sickerwasser Fläche CaCO₃- 2,5 m 30 cm Tiefe

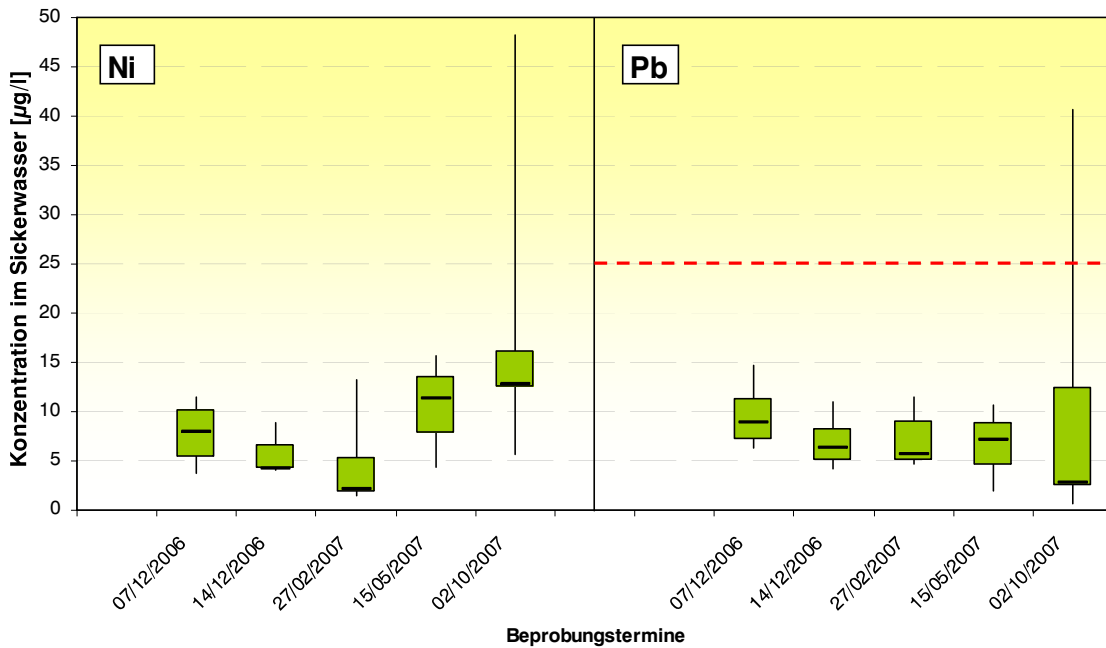


Abb. 85: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

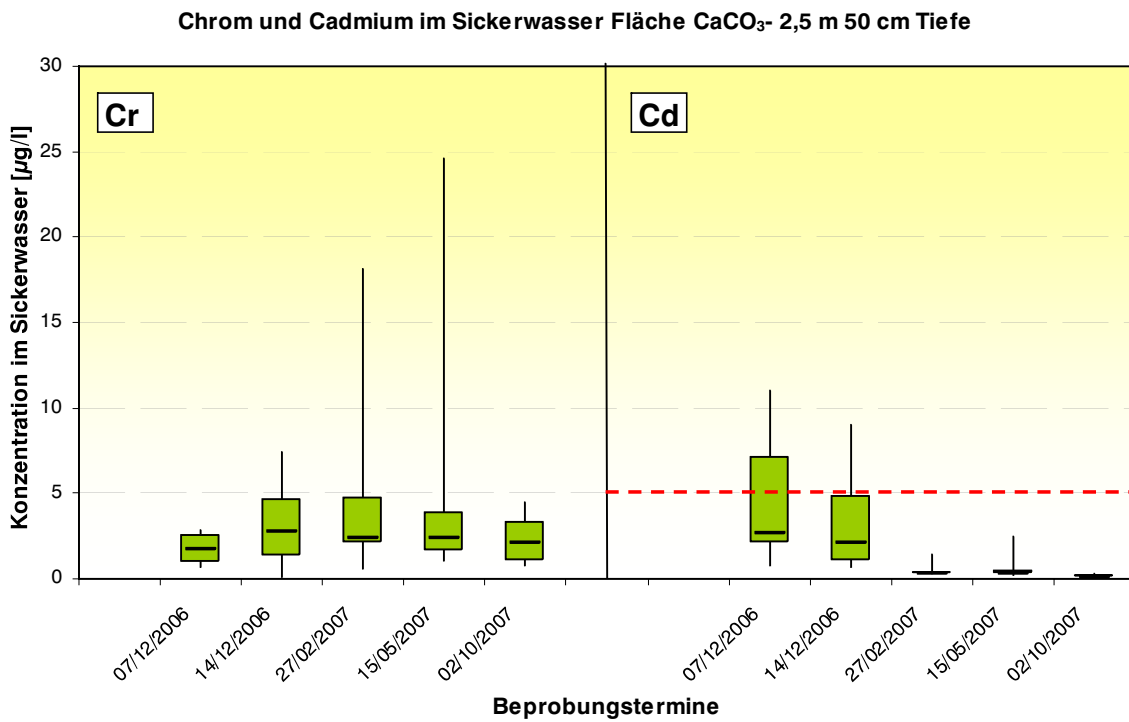


Abb. 86: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

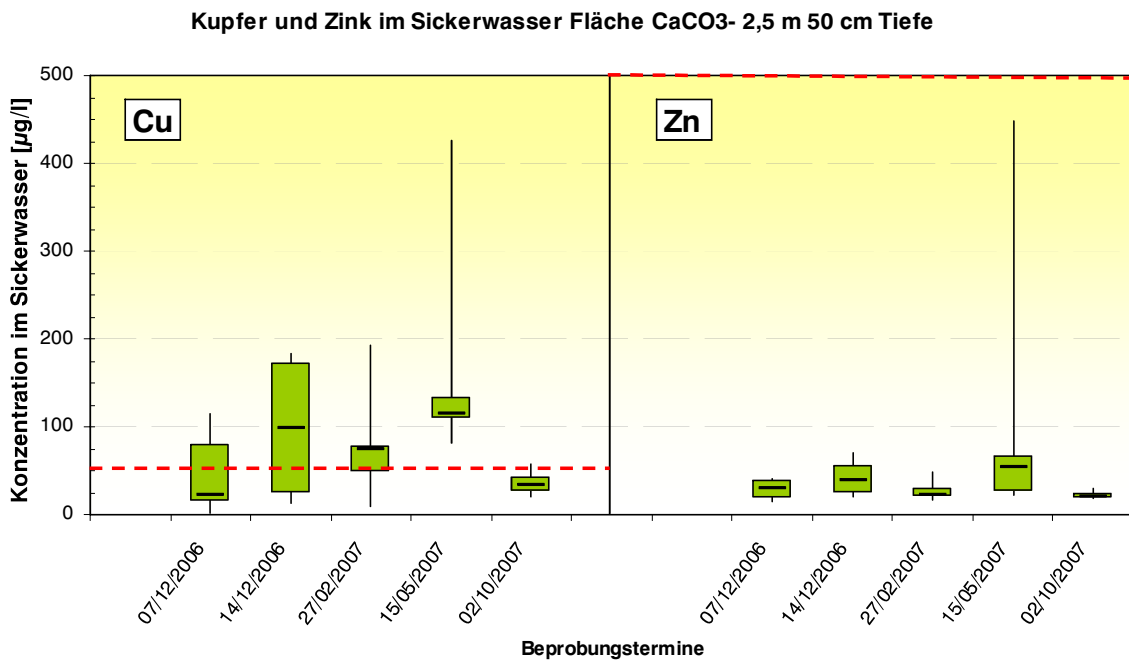


Abb. 87: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

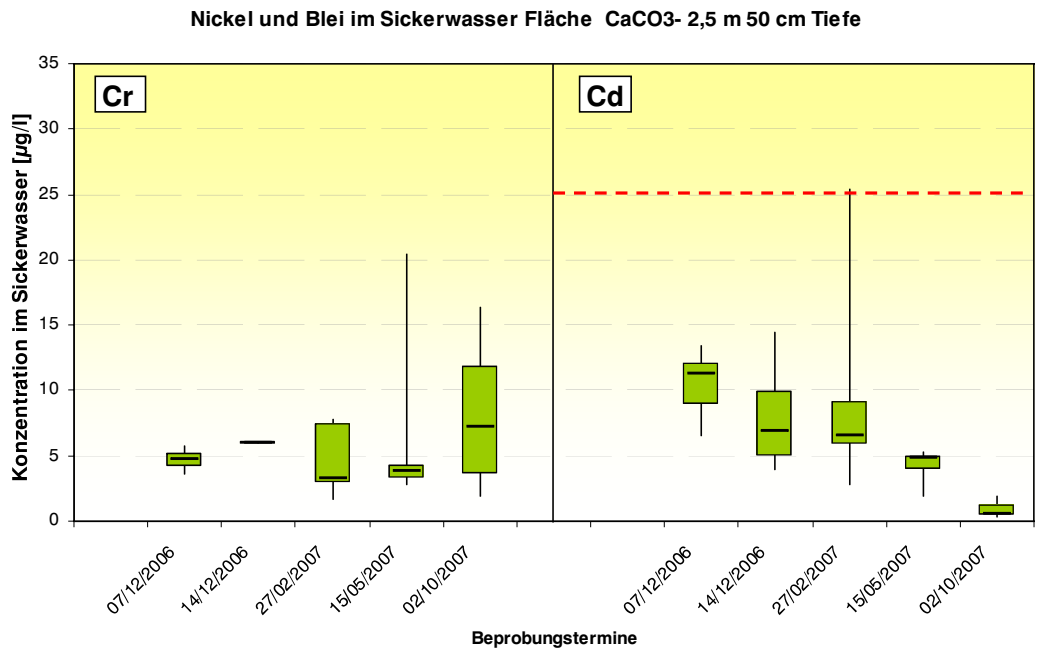


Abb. 88: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; CaCO₃-Fläche

Linke Messfläche - Referenz- und Ca(OH)₂

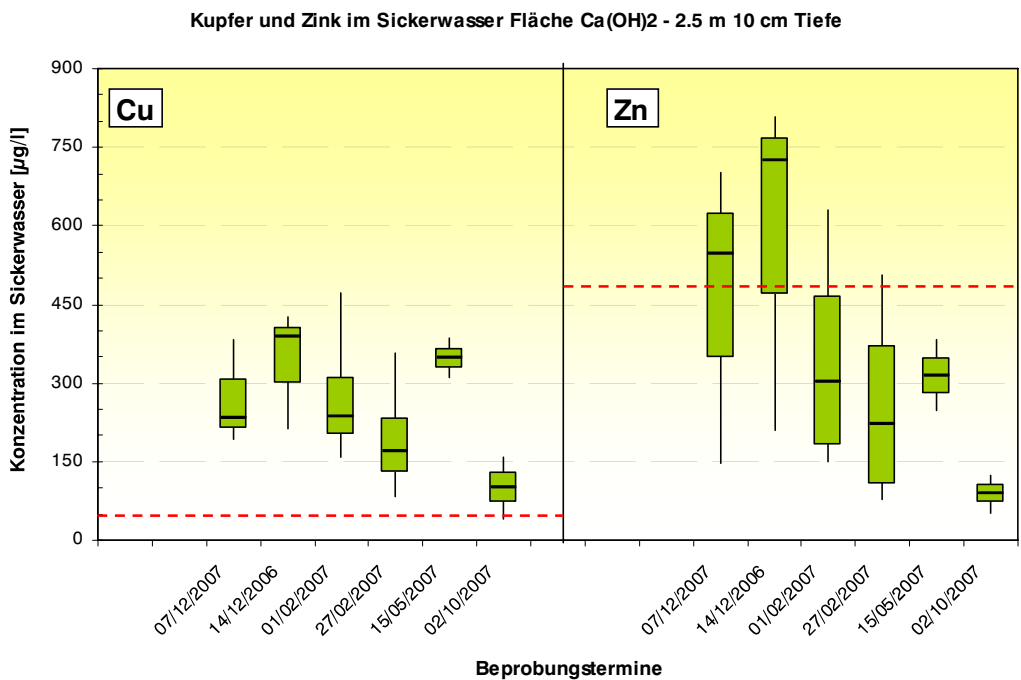


Abb. 89: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

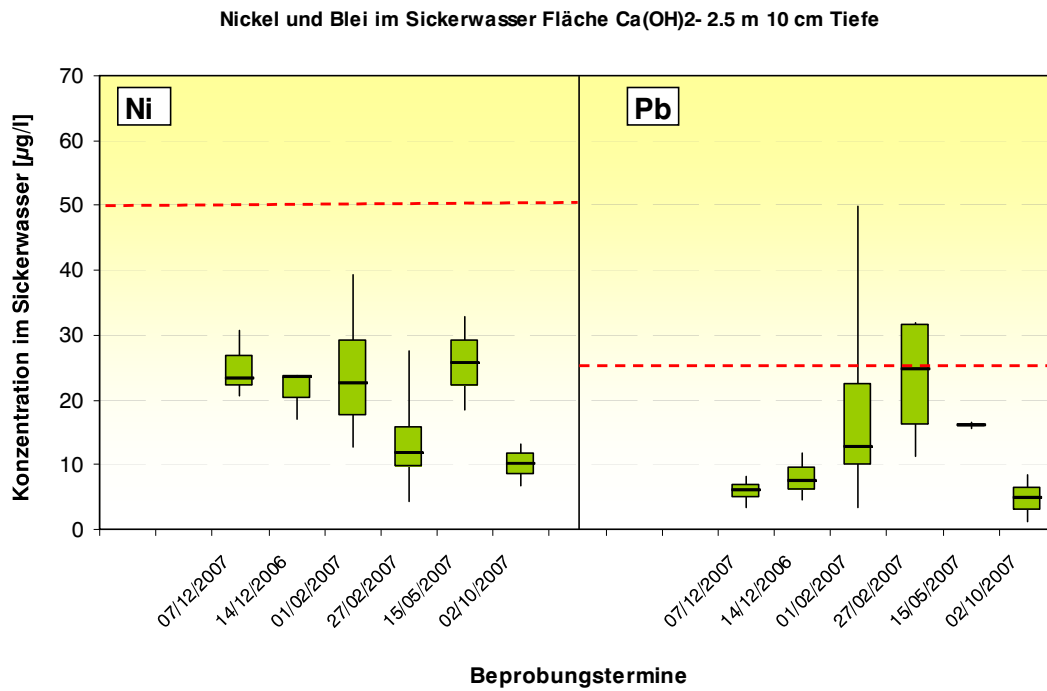


Abb. 90: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

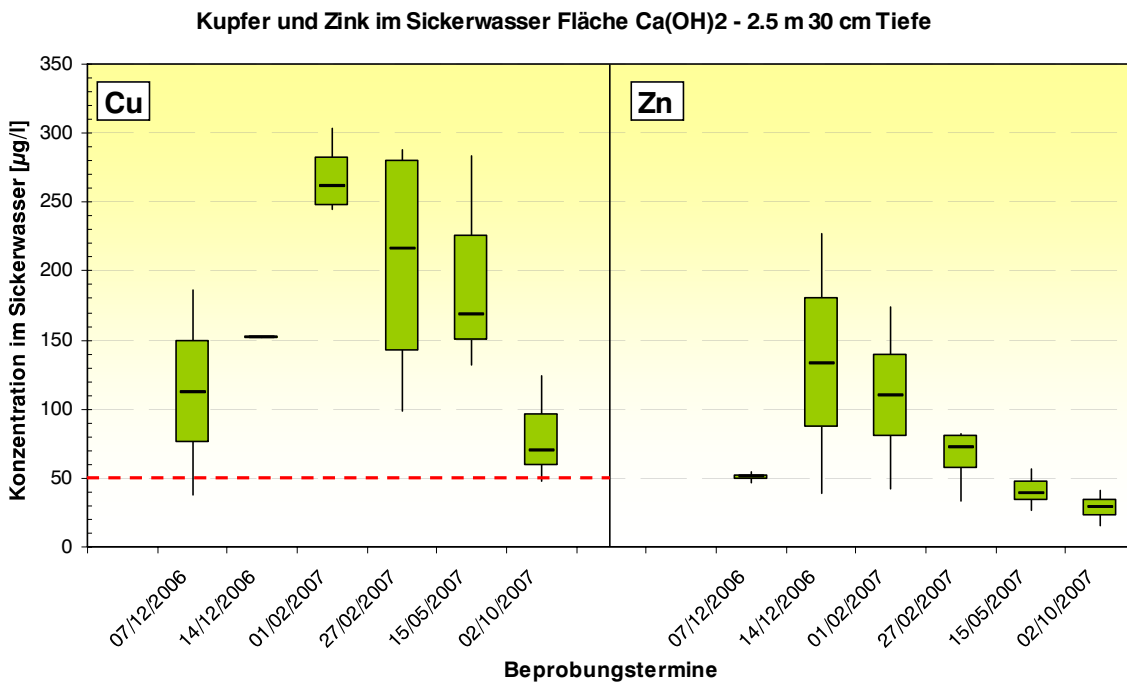


Abb. 91: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

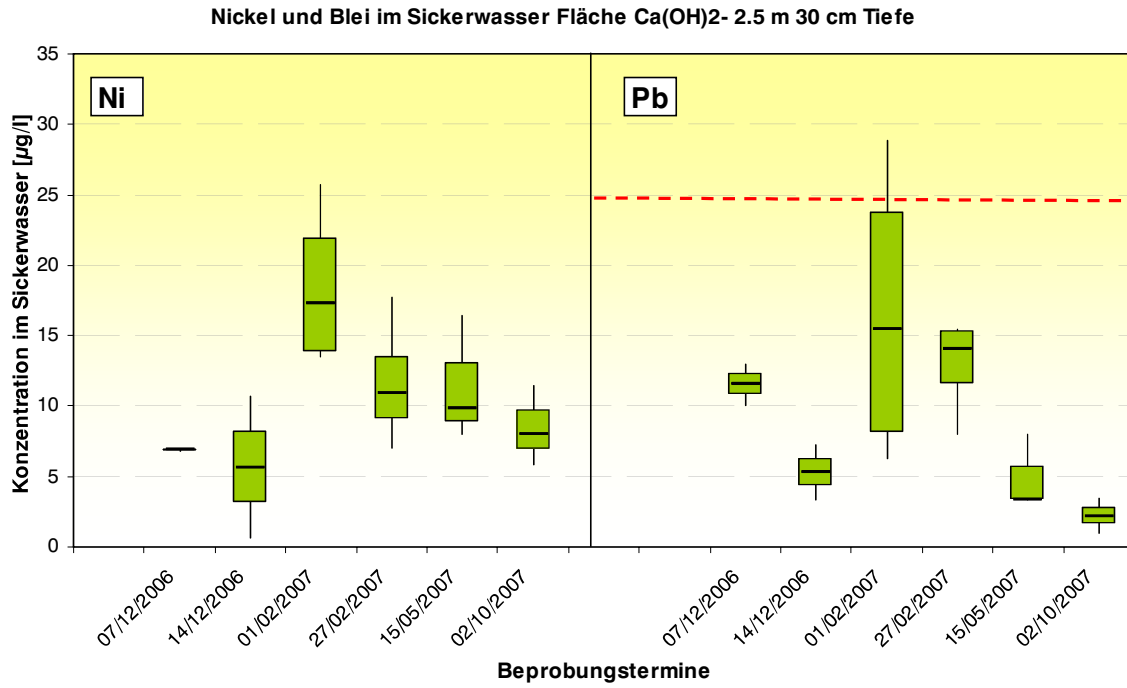


Abb. 92: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

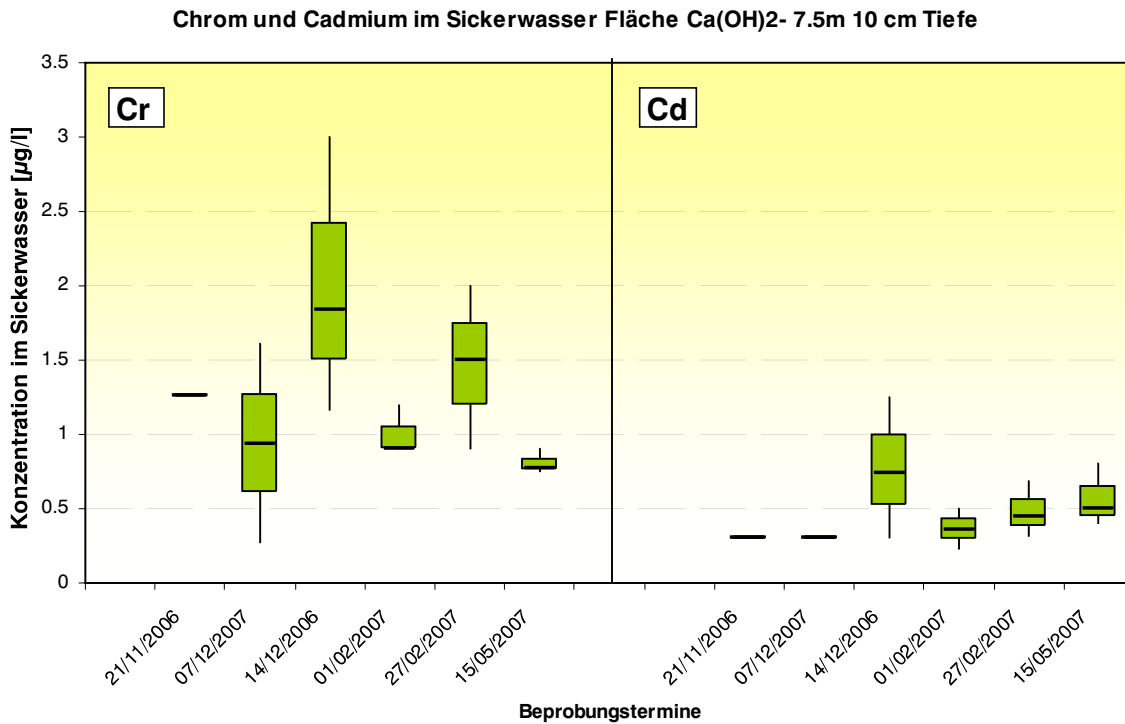


Abb. 93: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 2,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

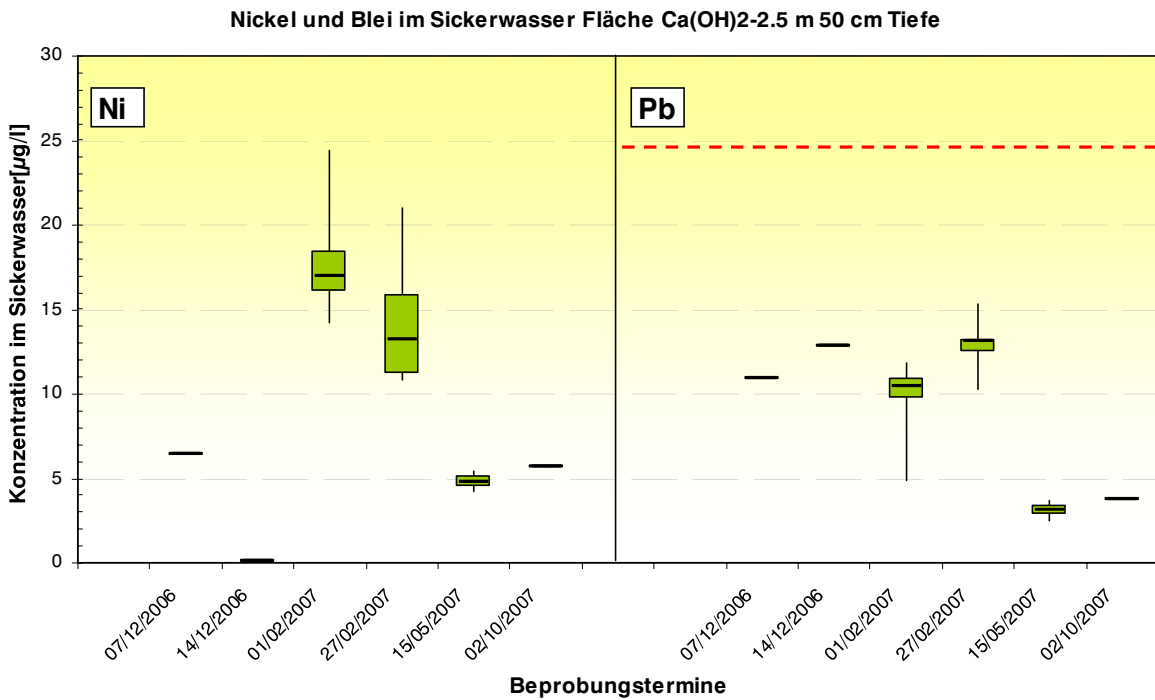


Abb. 94: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

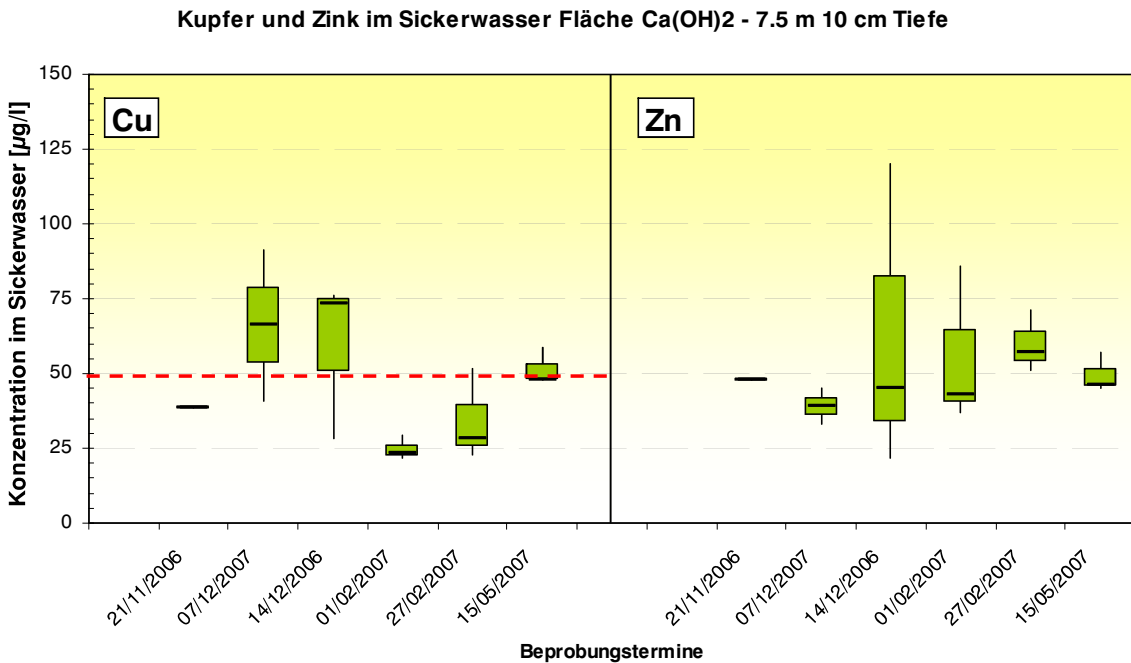


Abb. 95: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

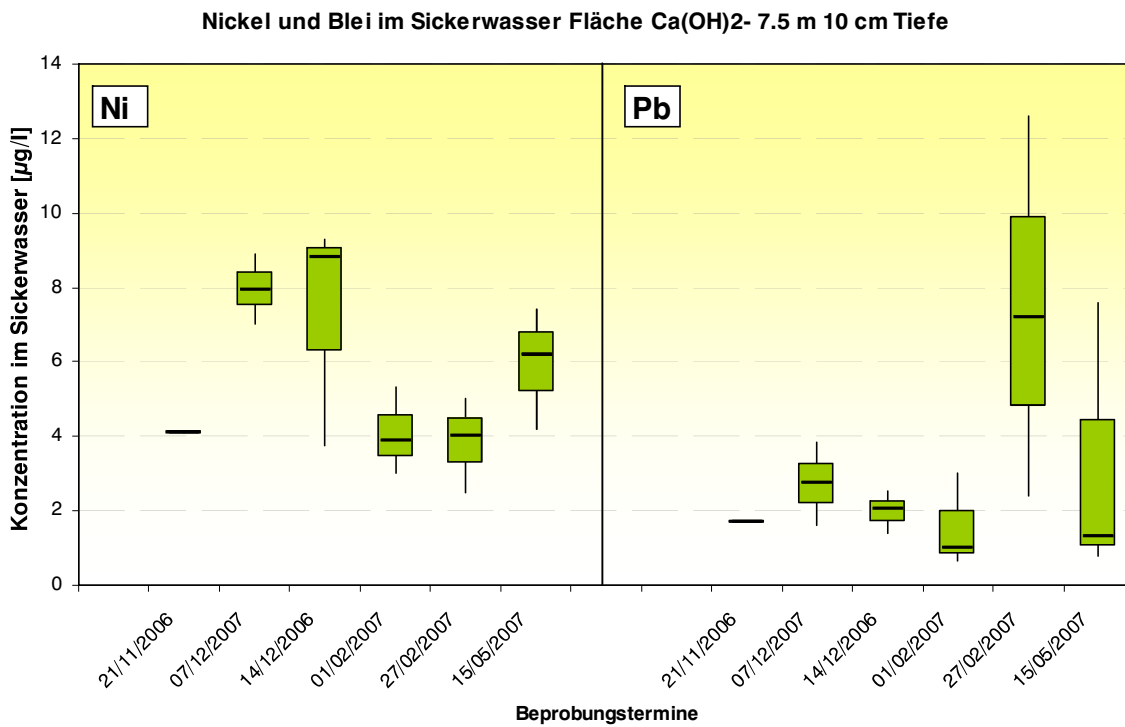


Abb. 96: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 10 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

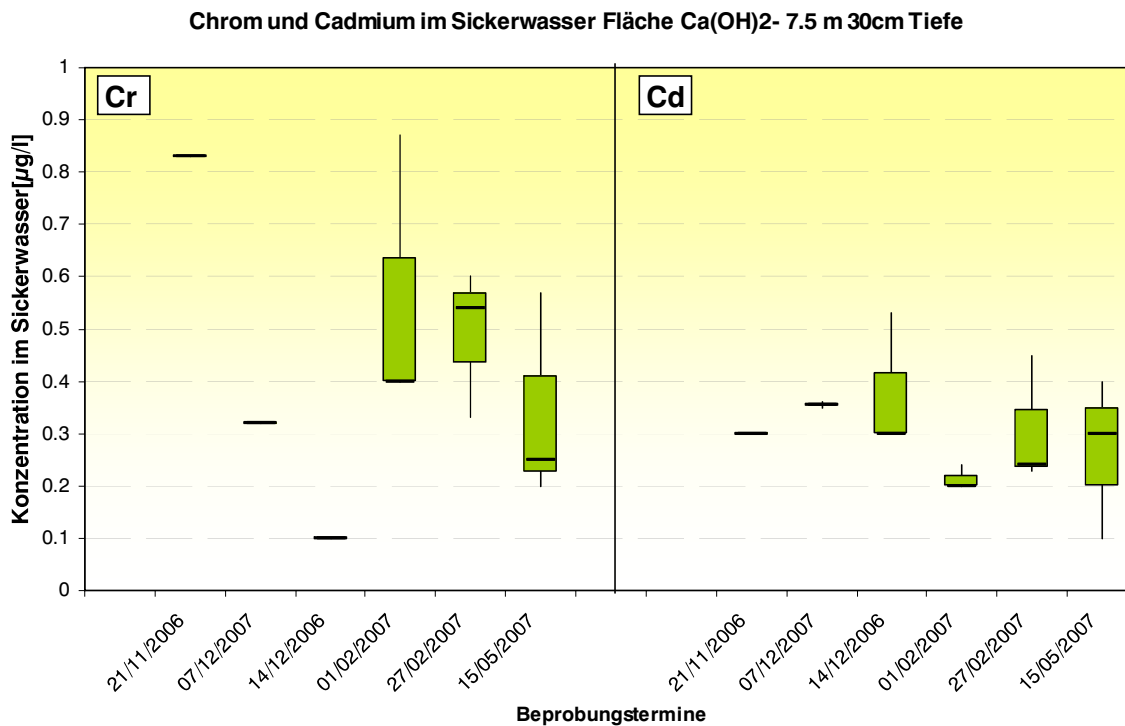


Abb. 97: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

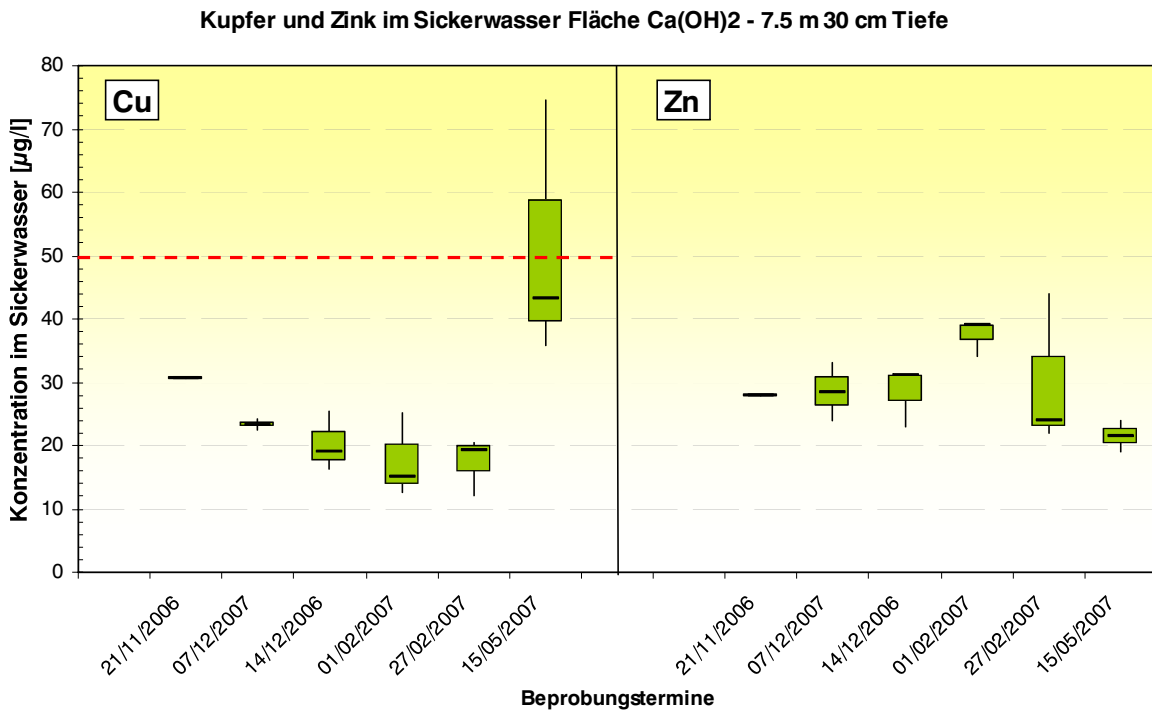


Abb. 98: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

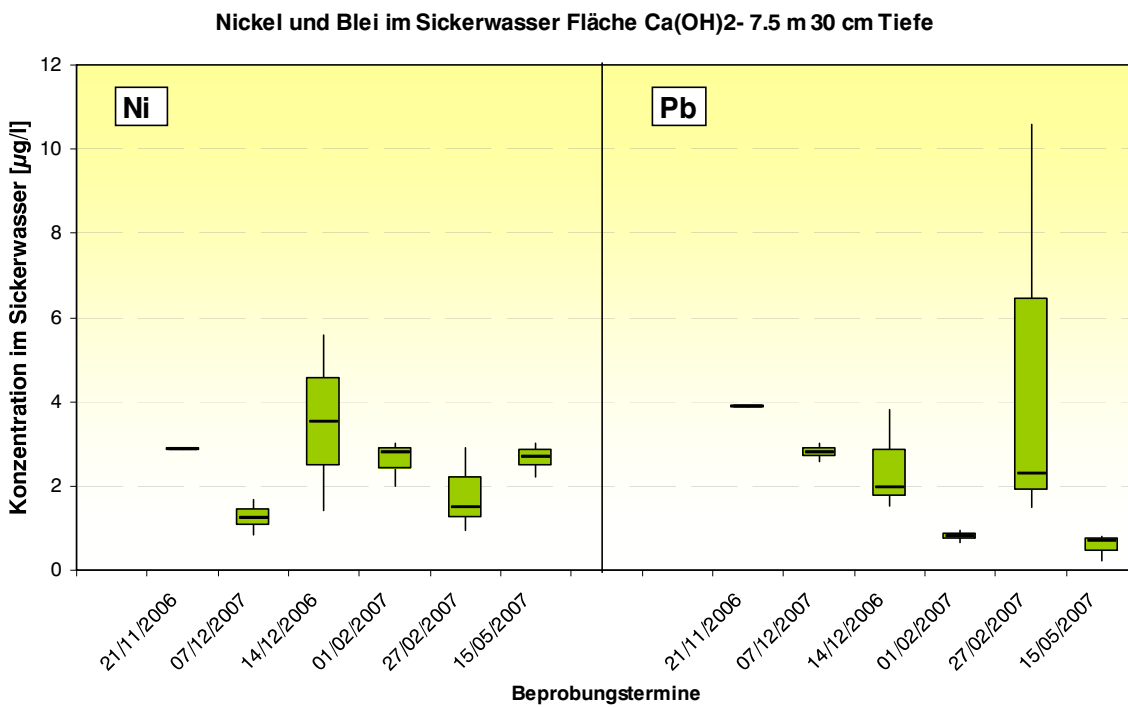


Abb. 99: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

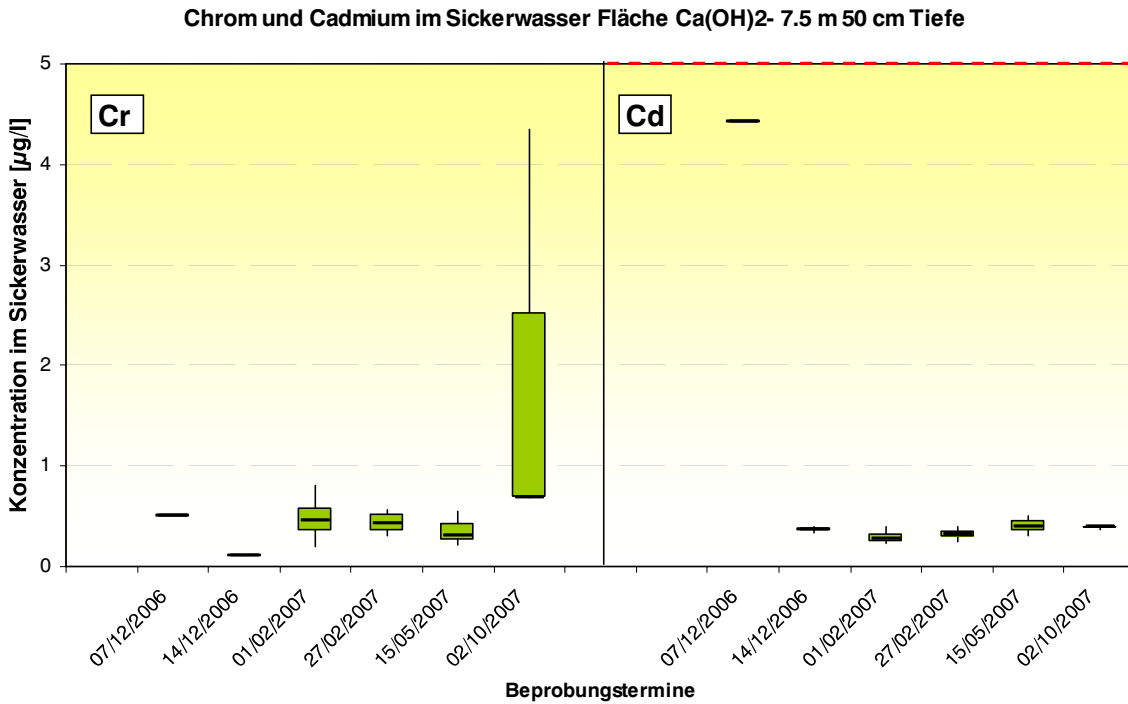


Abb. 100: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

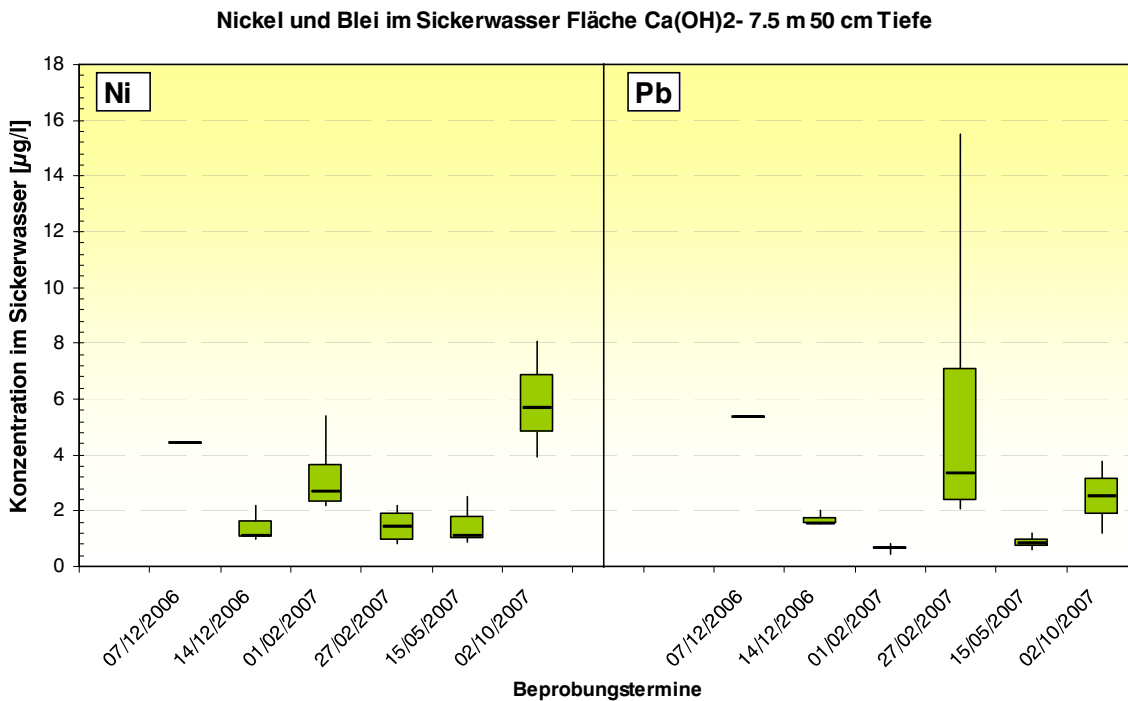


Abb. 101: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe – Abstand 7,5 m; Ca(OH)₂-Fläche

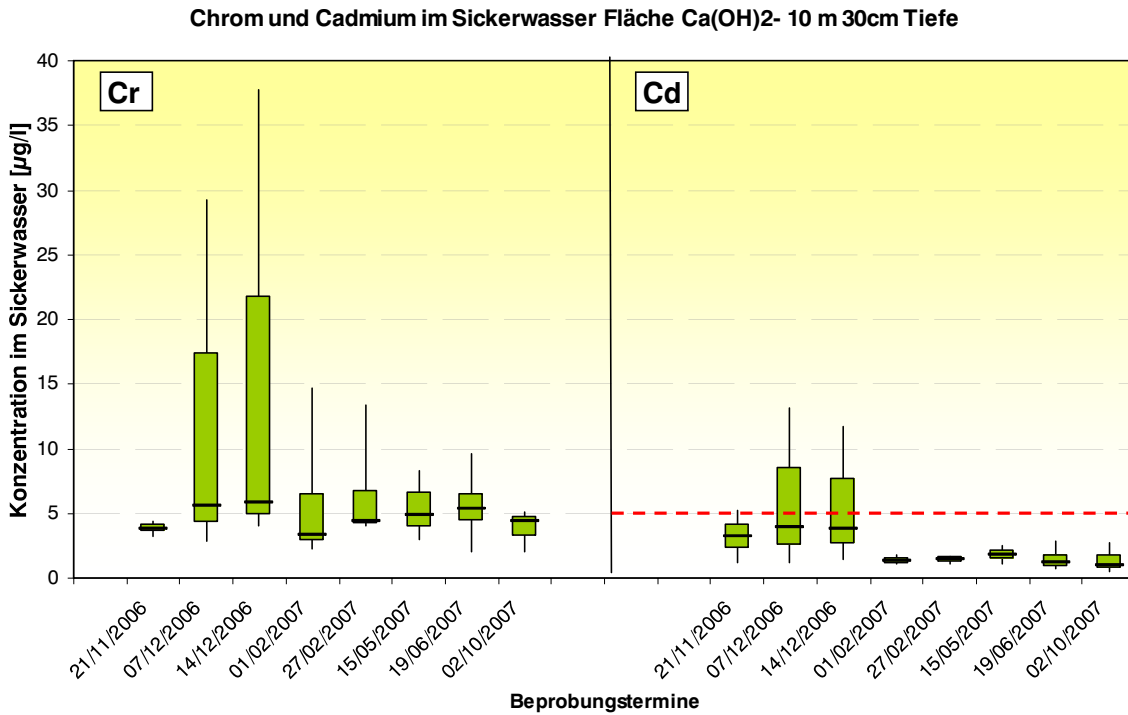


Abb. 102: Chrom- und Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH)₂-Fläche

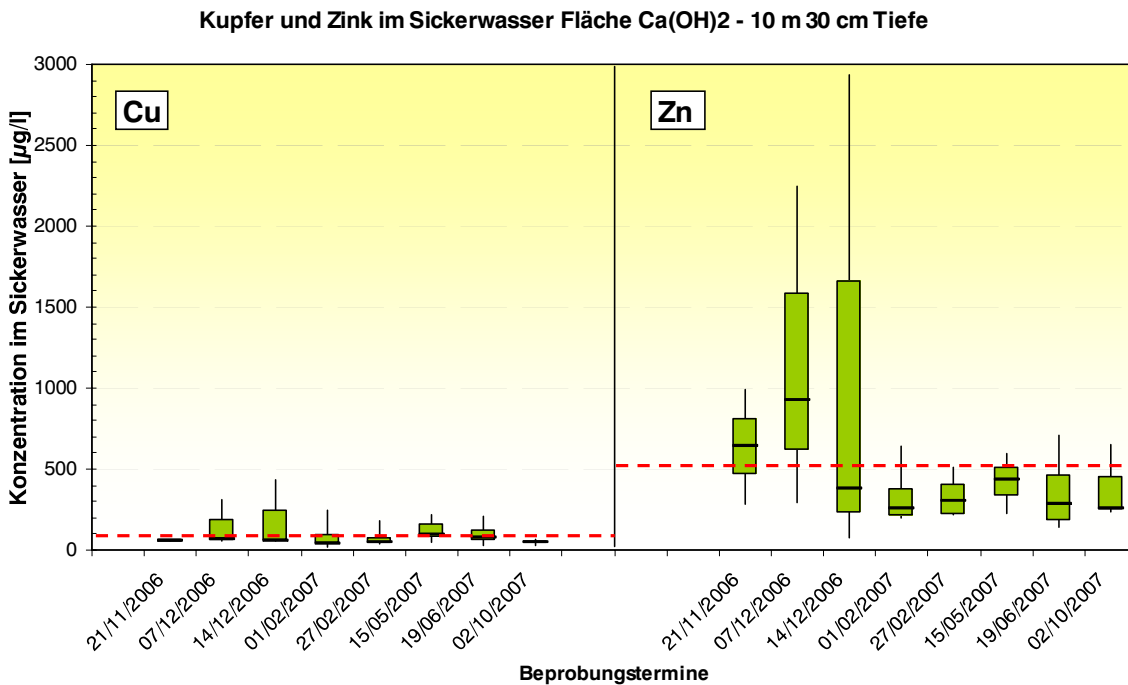


Abb. 103: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH)₂-Fläche

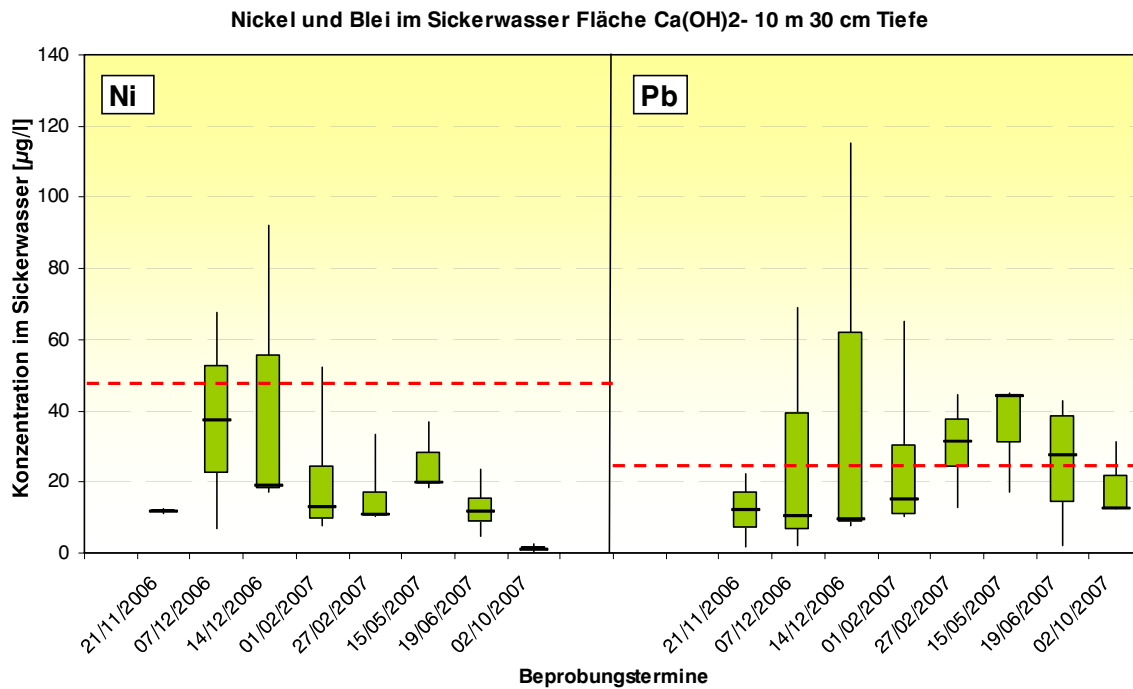


Abb. 104: Nickel- und Bleikonzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Tiefe – Abstand 10 m; Ca(OH)₂-Fläche

6.2.2 pH-Werte im Jahresverlauf

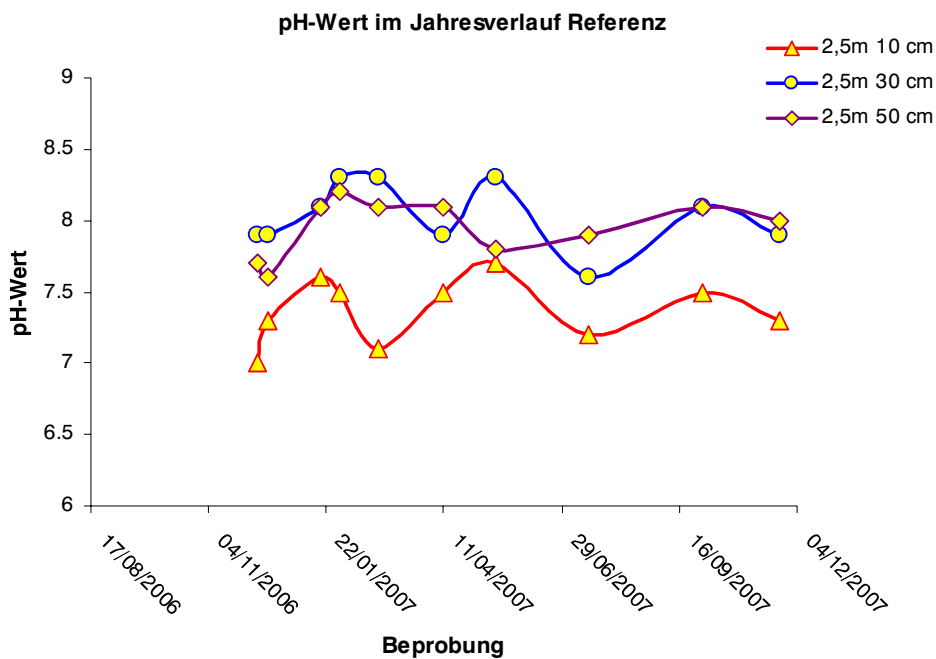


Abb. 105: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand (Referenz)

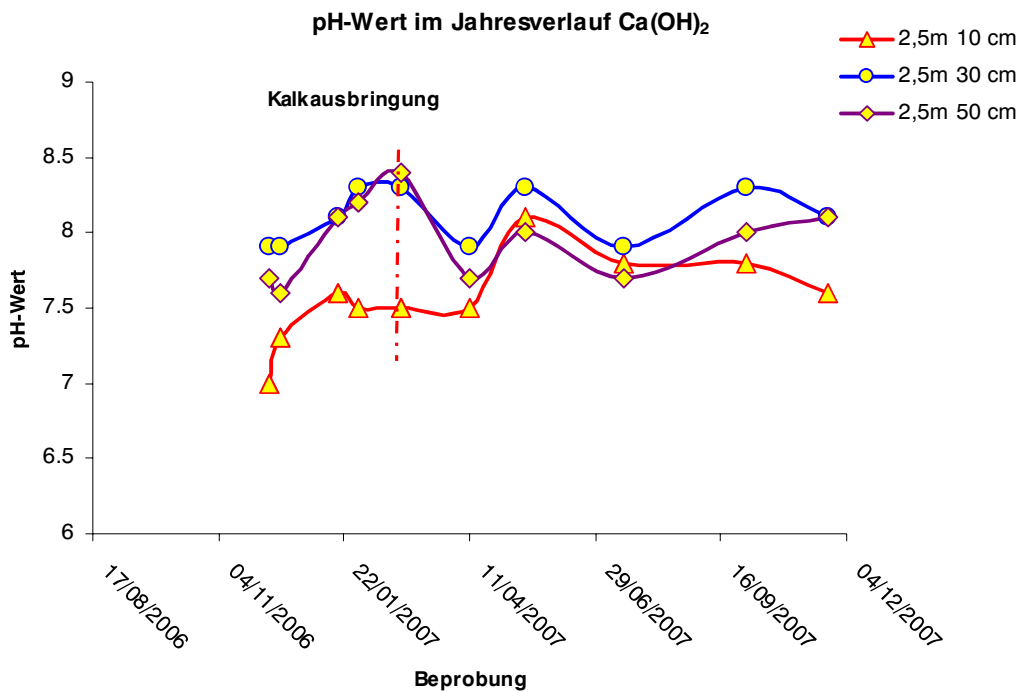


Abb. 106: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 2,5 m vom Straßenrand ($\text{Ca}(\text{OH})_2$)

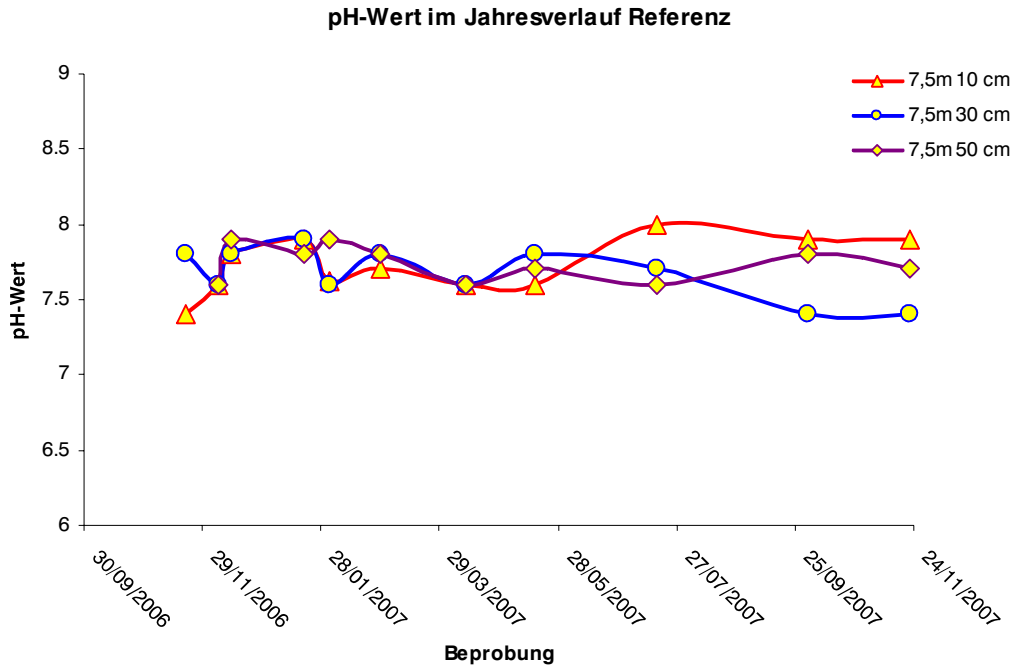


Abb. 107: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (Referenz)

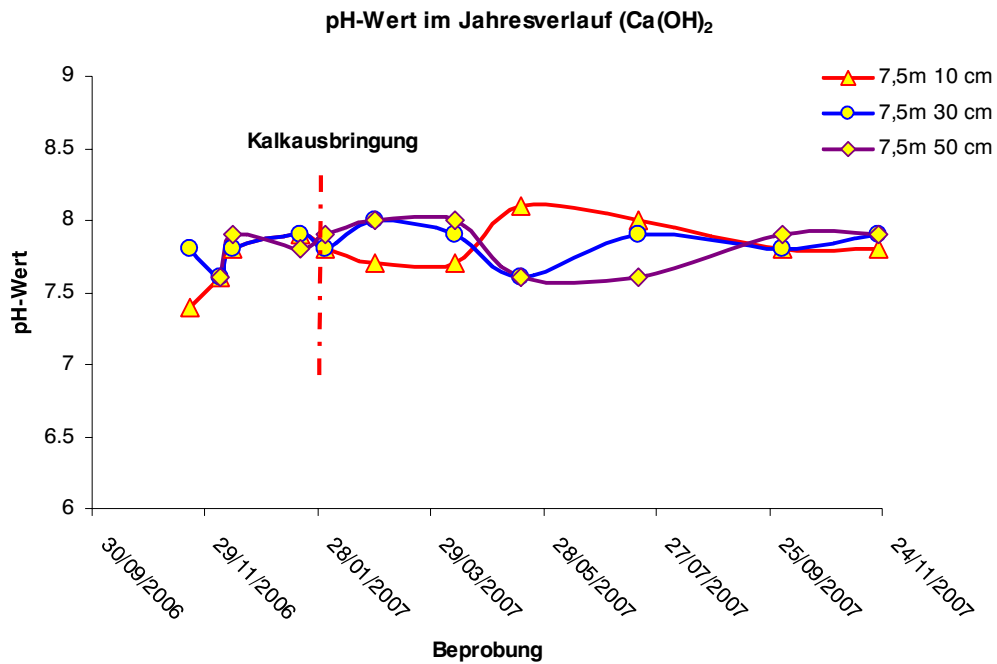


Abb. 108: Mittelwerte der pH-Werte in der Bodenlösung der Saugsondenreihe Abstand 7,5 m vom Straßenrand (Ca(OH)₂)

6.2. Säulenversuche

6.2.1 Eluatkonzentrationen

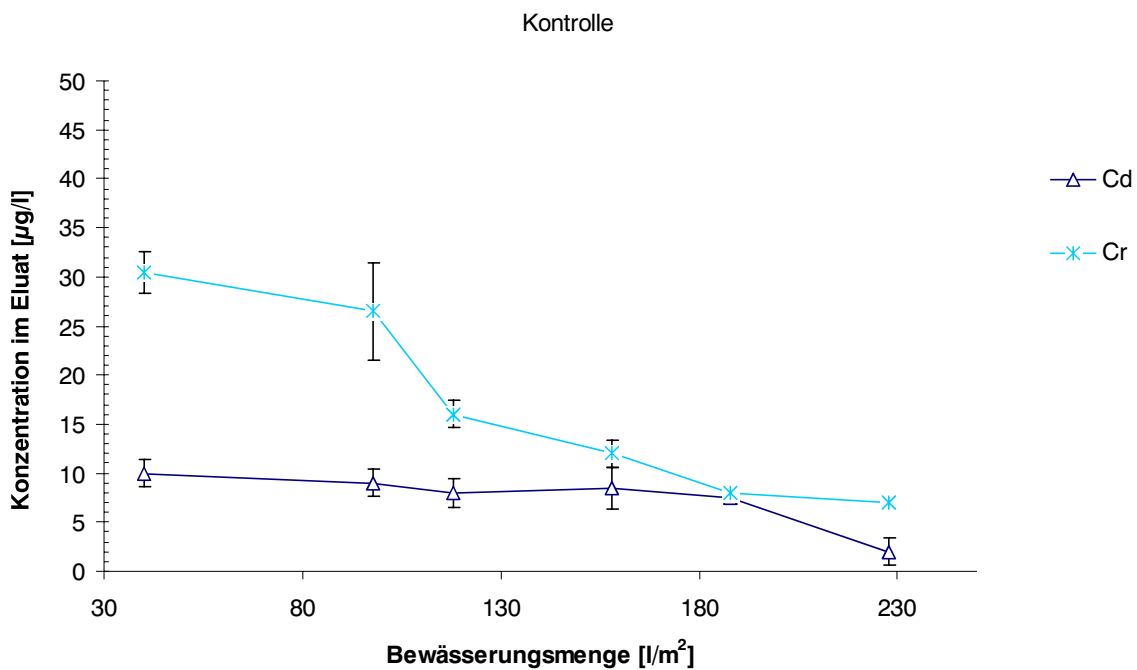


Abb. 109: Eluatkonzentrationen (Cd, Cr) der Kontrollsäulen innerhalb des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken= Standardabweichung)

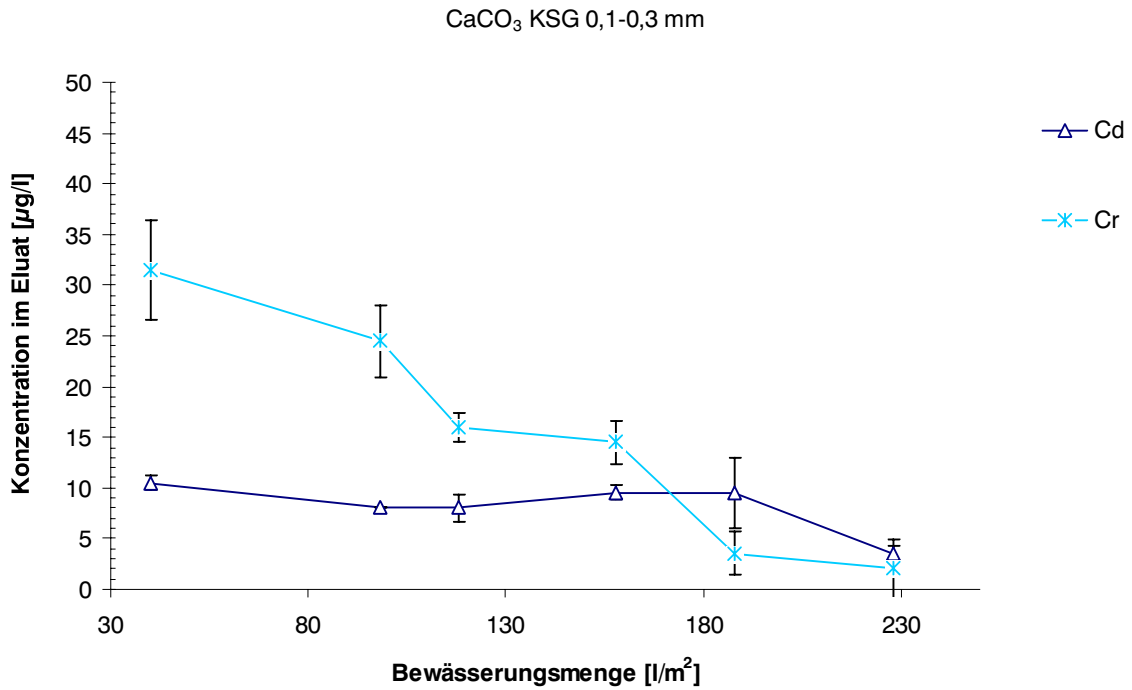


Abb. 110: Eluatkonzentrationen (Cd, Cr) der mit Calciumcarbonat beaufschlagten Säulen innerhalb des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken=Standardabweichung)

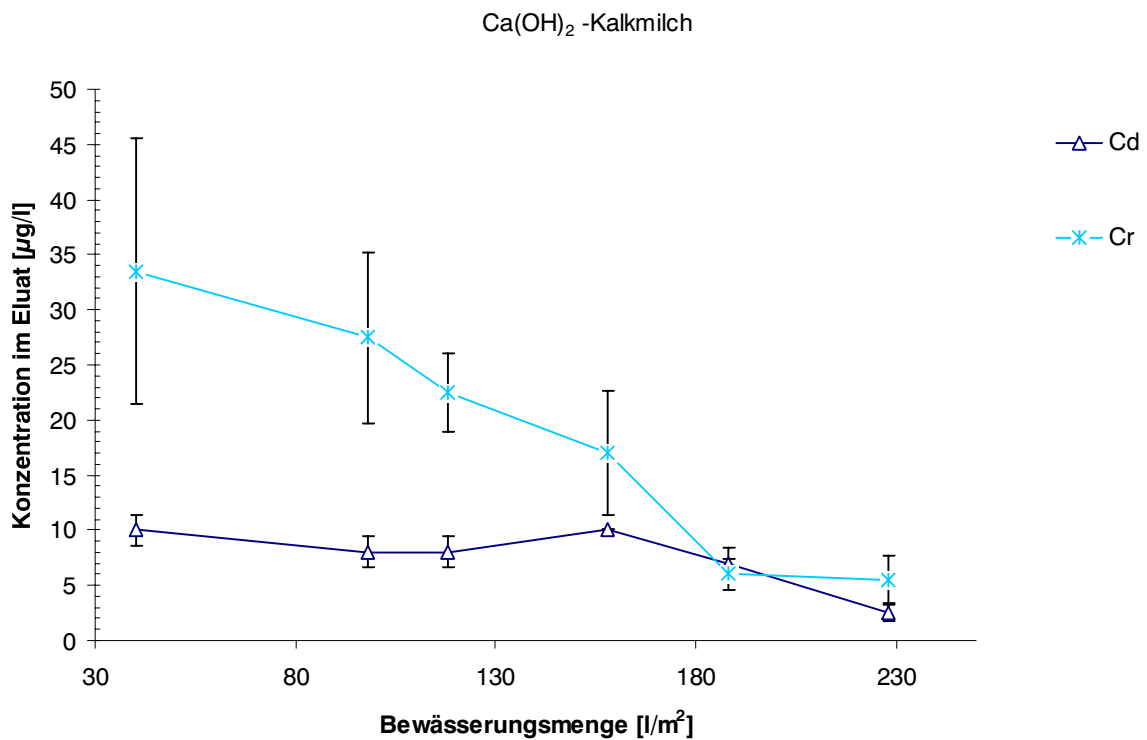


Abb. 111: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Cd, Cr) der mit Calciumhydroxid beaufschlagten Säulen während des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken=Standardabweichung)

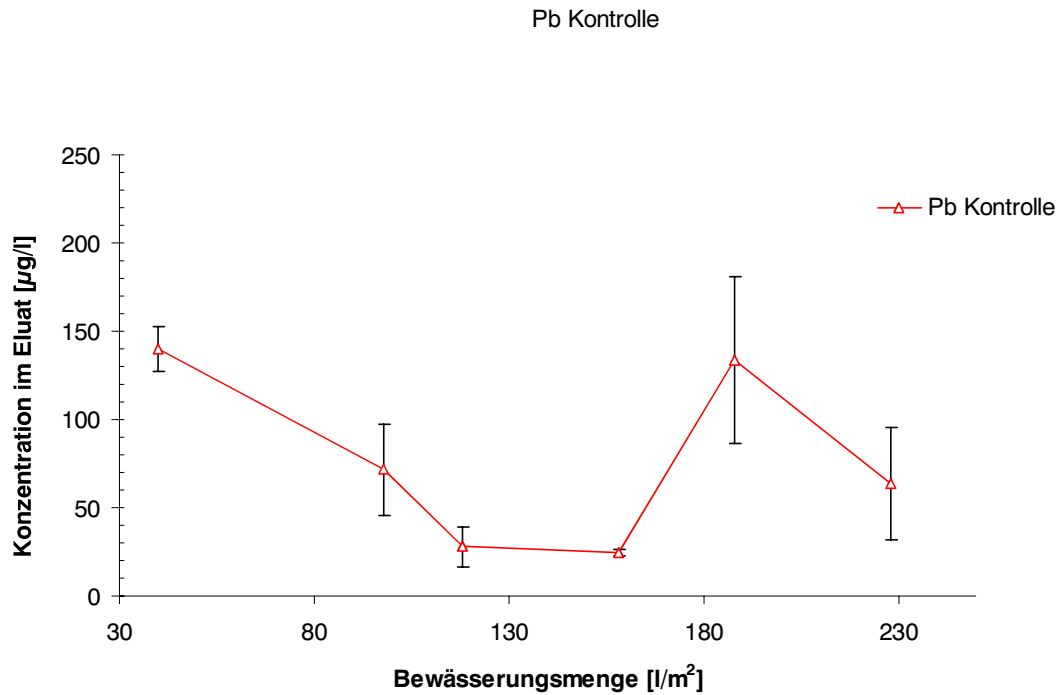


Abb. 112: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Pb) der Kontrollsäulen innerhalb des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken=Standardabweichung)

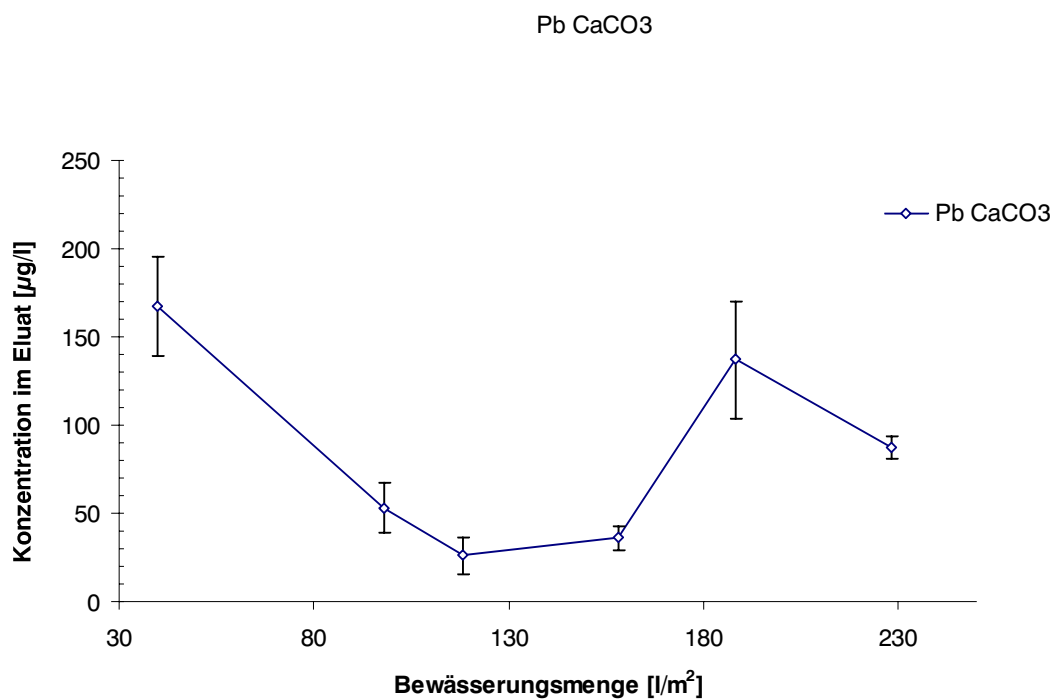


Abb. 113: Eluatkonzentrationen (Pb) der mit Calciumcarbonat beaufschlagten Säulen innerhalb des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken=Standardabweichung)

Pb Ca(OH)₂

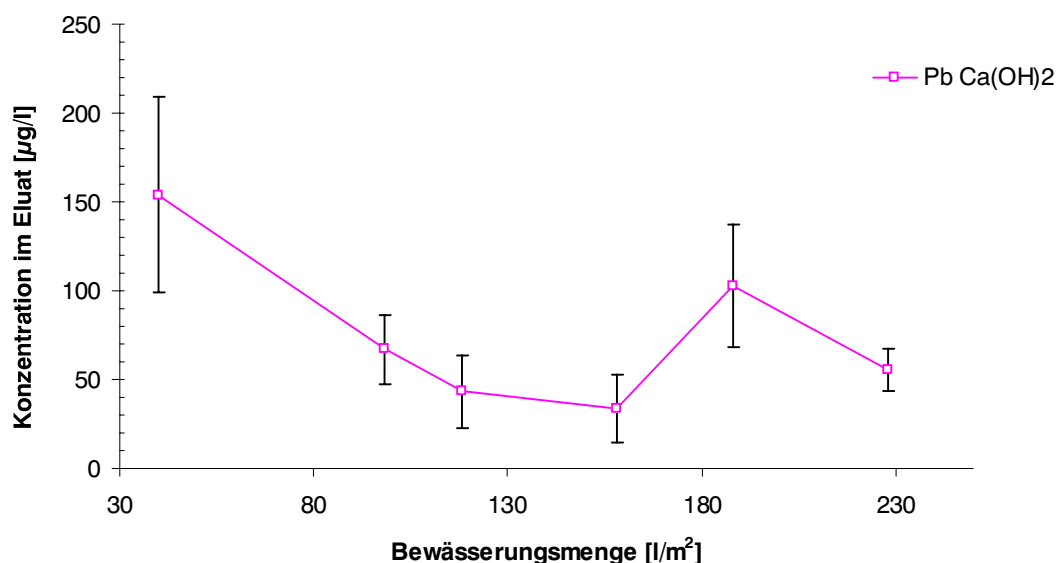


Abb. 114: Mittelwerte der Eluatkonzentrationen (Pb) der mit Calciumhydroxid beaufschlagten Säulen während des Bewässerungszeitraumes (Fehlerbalken=Standardabweichung)

Tab. 21: Mittelwerte der Elementkonzentrationen der Säuleneeluete Säule 1 und 2 – Kontrolle

Datum	D ml	pH	el. Leitf.	l/m ²	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Ni	Pb	Zn
16/03/2007	51.99	5.8	1181.0	40	159100	10	30.5	313	10700	19800	14100	44	140	1018.5
02/04/2007	123.5	7.6	908.0	98	146100	9	26.5	1405	4770	19050	11800	93	71.5	833
10/04/2007	103.6	7.8	967.0	118	132850	8	16	912	2645	18400	11650	83	28	447
02/05/2007	93.81	8.3	1105.5	158	162200	8.5	12	674	5120	23950	14550	72	24.5	375
26/06/2007	95.33	8.1	1215.0	188	172650	7.5	8	126.5	14500	35250	18900	36	133.5	228
04/07/2007	89.98	7.9	1090.0	228	197600	2	7	63	17650	36050	24500	37.5	63.5	144

Tab. 22: Mittelwerte der Elementkonzentrationen der Säuleneeluete Säule 3 und 4 - CaCO₃

Datum	D ml	pH	el. Leitf.	l/m ²	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Ni	Pb	Zn
16/03/2007	50.11	5.9	1116.0	40	155850	10.5	31.5	333.5	9965	18150	13500	45	147	1015.5
02/04/2007	126	7.7	820.0	98	121800	8	24.5	1057.5	4740	15850	10050	96.5	63	631
10/04/2007	115.3	8.0	910.0	118	130000	8	16	834.5	5090	18300	11650	86	33.5	419
02/05/2007	102.4	8.3	850.0	158	139000	9.5	14.5	604.5	4185	19900	12800	74	31	394.5
26/06/2007	79.52	8.1	1481.0	188	283150	9.5	3.5	139	25050	43450	30250	34.5	113.5	270.5
04/07/2007	95.89	8.1	1250.0	228	227250	3.5	2	92	37350	39850	29750	33.5	91.5	154

Tab. 23: Mittelwerte der Elementkonzentrationen der Säuleneeluete Säule 5 und 6 - Ca(OH)₂

Datum	D ml	pH	el. Leitf.	l/m ²	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Ni	Pb	Zn
16/03/2007	49.68	5.8	1144.0	40	152200	10	33.5	291	11945	18650	13500	42.5	154	992
02/04/2007	113	7.9	807.0	98	135400	8	27.5	1224	4315	18000	11145	96	67	629
10/04/2007	113.4	7.8	882.0	118	148550	8	22.5	1075	3035	19650	12900	102	43.5	561.5
02/05/2007	96.91	8.1	1171.5	158	189200	10	17	908	5545	24000	16950	93.5	33.5	513.5
26/06/2007	79.71	8.2	1481.5	188	305400	7	6	113.5	14200	43950	33200	36.5	102.5	190
04/07/2007	104.7	8.1	1343.0	228	238550	2.5	5.5	75.5	17900	40150	28950	39	55.5	114.5

6.2.2 pH-Wert Entwicklung im Säulensubstrat

Tab. 24: Tiefenentwicklung des pH-Wertes in den Säulen nach 4 Monaten

Tiefe [cm]	Kontrolle			CaCO ₃			Ca(OH) ₂		
	Säule 1 pH	Säule 2 pH	Mittelwert	Säule 3 pH	Säule 4 pH	Mittelwert	Säule 5 pH	Säule 6 pH	Mittelwert
1.0	5.3	5.4	5.3	6.6	6.6	6.6	8.2	8.2	8.2
2.0	5.3	5.2	5.2	6.6	5.4	6.0	7.3	7.0	7.1
3.0	5.2	5.2	5.2	5.8	5.4	5.6	6.8	6.2	6.5
4.0	5.2	5.2	5.2	5.4	5.4	5.4	6.1	6.0	6.0
5.0	5.2	5.4	5.3	5.3	5.4	5.4	5.7	5.8	5.8
6.0	5.2	5.4	5.3	5.2	5.5	5.4	5.7	5.7	5.7
7.0	5.2	5.3	5.3	5.3	5.5	5.4	5.6	5.7	5.6
8.0	5.2	5.4	5.3	5.3	5.5	5.4	5.6	5.6	5.6
9.0	5.3	5.4	5.4	5.4	5.6	5.5	5.6	5.6	5.6
10.0	5.4	5.4	5.4	5.4	5.6	5.5	5.6	5.6	5.6
11.0	5.5	5.5	5.5	5.6	5.8	5.7	5.7	5.7	5.7
12.0	5.6	5.7	5.7	5.7	5.8	5.8	5.8	5.8	5.8
13.0	5.6	5.8	5.7	5.8	5.8	5.8	5.9	5.8	5.9
14.0	5.7	5.8	5.7	5.8	5.9	5.8	5.9	5.9	5.9
15.0	5.8	5.8	5.8	5.8	5.9	5.9	6.0	5.9	5.9
16.0	5.8	6.0	5.9	5.8	6.0	5.9	6.0	6.0	6.0
17.0	5.8	5.9	5.9	5.9	6.0	5.9	6.0	6.0	6.0
18.0	5.9	5.9	5.9	6.0	6.0	6.0	6.0	6.1	6.0
19.0	5.9	5.9	5.9	5.9	6.1	6.0	6.0	6.1	6.0
20.0	6.0	6.0	6.0	5.9	6.0	6.0	6.1	6.1	6.1

6.2.3 S4 Elution der Säulenproben

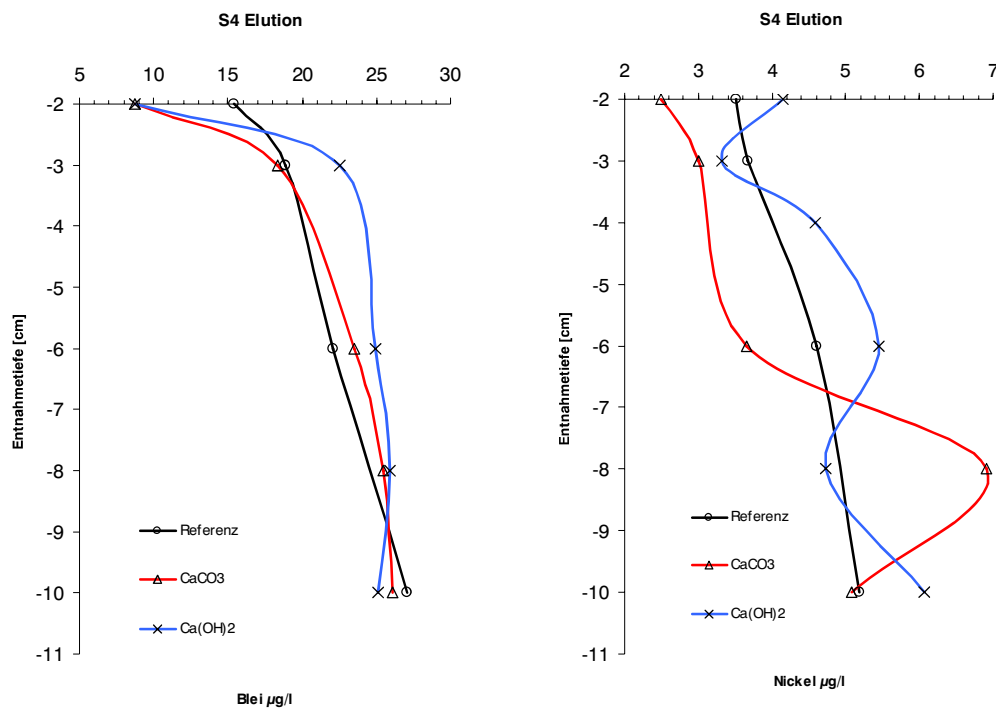


Abb. 115: Mittelwerte der S4 Elution der wasserlöslichen Fraktion von Blei (links) und Nickel (rechts) im Tiefenprofil 0-10 cm der Säulenproben

6.3 pH-Wert Entwicklung Aufkalkungsversuch Messfläche Grunewald

Tab. 25: Tiefenentwicklung des pH-Wertes Aufkalkungsversuch Referenzfläche Grunewald

Horizonttiefe (cm)	pH	pH	pH	pH
	vor Kalkung 1989	Kalkung 1990	Beprobung 1995	Beprobung 2007
0	3.59	6.08	5.20	4.26
-10	3.54	3.72	3.97	3.84
-20	3.70	4.00	4.26	3.96
-30	4.11	4.16	4.38	4.10
-40	4.30	4.18	4.50	4.16
-50	4.34	4.21	4.47	4.21

6.4 Modellierung

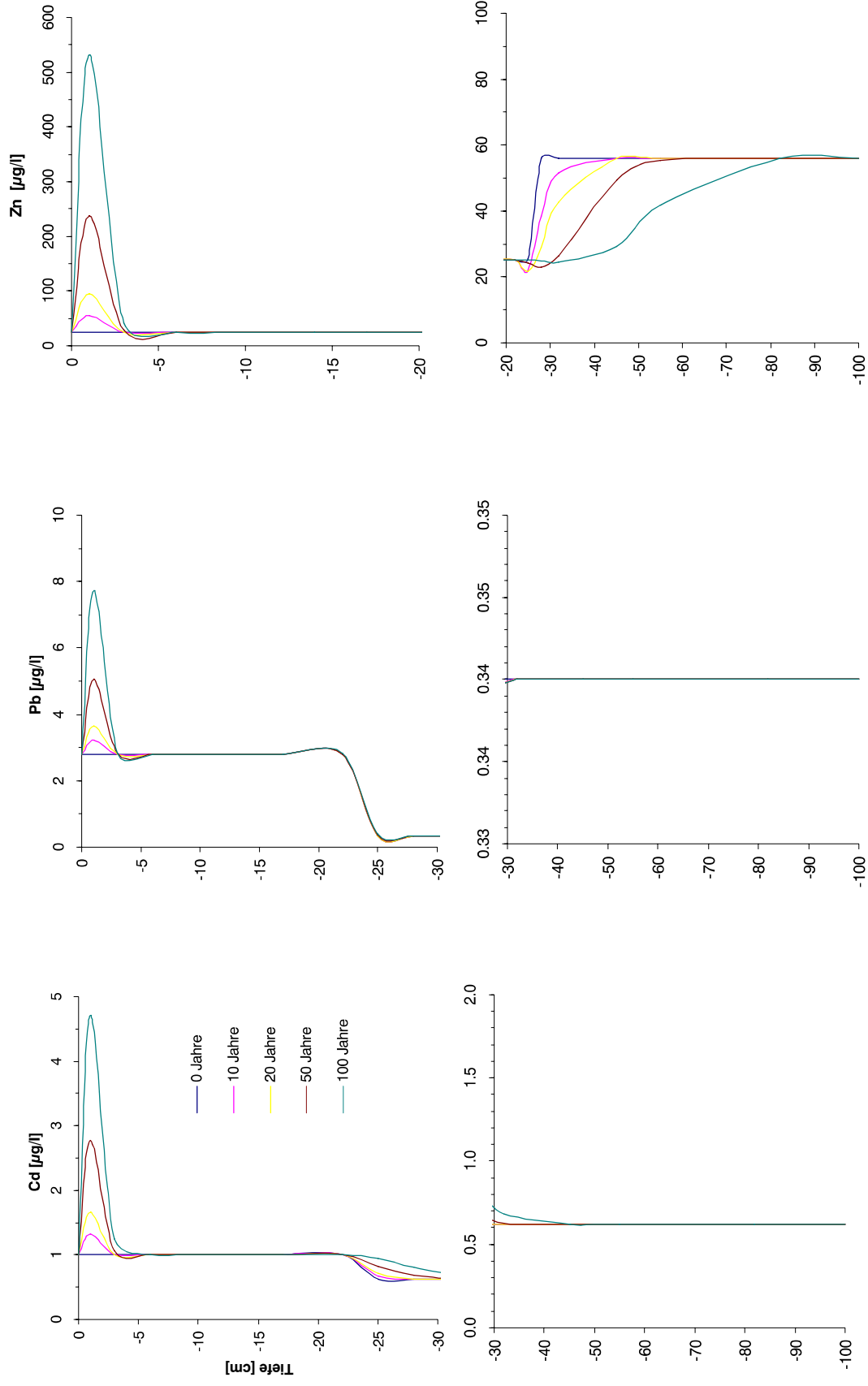


Abb. 116: Szenario 4 ($\text{Ca}(\text{OH})_2$)₂ – Wirkung des Kalkes 100 Jahre – Neukalkung alle 20 Jahre) – Verlagerung von Cadmium, Blei und Zink mit dem Sickerwasser

6.4.1 Adsorptionsisotherme

Tab. 26: Freundlich-Parameter der auf die Proben bezogenen Schwermetalladsorption

Probe	Cd		Pb		Cu		Zn	
	k_F	n	k_F	n	k_F	n	k_F	n
Avus Ah ungekalkt	9.1	0.21	470.1	0.39	185.4	0.69	273.4	0.18
Avus Ah CaCO ₃	24.2	0.41	514	0.38	238.7	0.80	317.6	0.19
Avus Ah Ca(OH) ₂	34.2	0.36	1097	0.42	137.8	0.90	563.3	0.25
Ah-Bv Referenz (Grunewald)	0.7	0.51	42.2	0.38	11.6	0.73	13.3	0.29