

Studie

Langzeitverhalten der hydraulischen und stofflichen Leistungsfähigkeit von Muldenversickerungen im Sommer- und Winterbetrieb

Endbericht



Verfasser:

Dr. Carolina Engelhard

Dr.-Ing. Stefan Fach

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Wolfgang Rauch

Innsbruck, am 18. Januar 2012



IUT

AB Umwelttechnik
Institut für Infrastruktur
Baufakultät
Universität Innsbruck

**ARBEITSBEREICH UMWELTTECHNIK
INSTITUT FÜR INFRASTRUKTUR**
baufakultät universität innsbruck

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	V
1 Einleitung	1
2 Zusammenfassung	2
2.1 Langzeitverhalten bezüglich des Stoffrückhaltevermögens	2
2.2 Hydraulische und stoffliche Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb	2
3 Stand der Forschung	5
3.1 Quellen der Verschmutzung	5
3.2 Schadstoffe im Verkehrsflächenabfluss	5
3.3 Mechanismen der Reinigung	7
3.4 Winterbetrieb von Versickerungsmulden	8
3.5 Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen in Böden	9
3.6 Ergebnisse der Studie aus dem Jahr 2005	10
4 Langzeitverhalten bezüglich des Stoffrückhaltevermögens	11
4.1 AP 1: Langzeitmonitoring	11
4.1.1 Methodik	12
4.1.2 Ergebnisse	14
4.2 AP 2: Bestimmung der Abflusszusammensetzung	22
4.2.1 Methodik	22
4.2.2 Ergebnisse	23
5 Hydraulische und stoffliche Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb	28
5.1 AP 3: Feldstudie zur Untersuchung der hydraulischen Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb	28
5.1.1 Methodik	28
5.1.2 Ergebnisse	31
5.2 AP 4 - Laborversuche zur Untersuchung Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb, Teil 1: Hydraulische Leistungsfähigkeit	39
5.2.1 Methodik	39
5.2.2 Ergebnisse	42
5.3 AP 4 - Laborversuche zur Untersuchung der Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb, Teil 2: stoffliche Leistungsfähigkeit verschiedener Filtersubstrate bei langjähriger Belastung	45
5.3.1 Methodik	45
5.3.2 Ergebnisse	46

5.4	AP 4 - Laborversuche zur Untersuchung Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb, Teil 3: stoffliche Leistungsfähigkeit verschiedener Filtersubstrate bei hoher Salzbelastung	55
5.4.1	Methodik	55
5.4.2	Ergebnisse	55
5.5	AP 4 - Laborversuche zur Untersuchung Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb, Teil 4: Batchversuche zur stofflichen Leistungsfähigkeit verschiedener Filtersubstrate	58
5.5.1	Methodik	58
5.5.2	Ergebnisse	59
5.6	AP 5: Feldstudie zur Untersuchung der stofflichen Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb	60
5.6.1	Methodik	60
5.6.2	Ergebnisse	61
6	Literaturverzeichnis	66

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Auswirkung der Emissionssituation auf die Abflussbelastung (Fach, 2006).	5
Abbildung 3:	Bezeichnung der Schichten der Probenahme	12
Abbildung 4:	Kupferkonzentrationen in den einzelnen Bodenschichten der Sickermulden	15
Abbildung 5:	Bleikonzentrationen in den einzelnen Bodenschichten der Sickermulden	16
Abbildung 6:	Zinkkonzentrationen in den einzelnen Bodenschichten der Sickermulden	17
Abbildung 7:	Erläuterung der Diagrammbeschriftung für Abbildung 8 bis Abbildung 10	18
Abbildung 8:	Vergleich der Kupferkonzentrationen der Phase II mit Phase I	19
Abbildung 9:	Vergleich der Bleikonzentrationen der Phase II mit Phase I	20
Abbildung 10:	Vergleich der Zinkkonzentrationen der Phase II mit Phase I	21
Abbildung 11:	Foto und Prinzipskizze der Anlage zur Sammlung des Oberflächenabflusses	22
Abbildung 12:	Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Zink-Konzentrationen	24
Abbildung 13:	Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Kupfer-Konzentrationen	24
Abbildung 14:	Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Nickel-Konzentrationen	25
Abbildung 15:	Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Cadmium-Konzentrationen	25
Abbildung 16:	Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Chrom-Konzentrationen	26
Abbildung 17:	Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Blei-Konzentrationen	26
Abbildung 18:	Zeichnung der Sickermulde und des Parkplatzes mit den Versuchsstellen	28
Abbildung 19:	Bestimmung des kf-Wertes mittels Doppelring-Infiltrrometer	29
Abbildung 20:	Lage der Messstellen für Bodentemperatur und Bodenfeuchte (Quellentiris).	30
Abbildung 21:	Einbau der Sensoren Winter 2008/2009 (16.12.2008)	30
Abbildung 22:	Mittels Doppelring-Infiltrrometer ermittelte Sickerrate	32
Abbildung 23:	Schneedeponierung in der untersuchten Mulde	32
Abbildung 24:	Plot der Temperaturdaten 12/2008-04/2009.	33

Abbildung 25:	Zusammenhang von Bodentemperatur (in 30 cm Tiefe) mit Lufttemperatur und Niederschlag (Station Inzing) (09/2010-02/2011)	34
Abbildung 26:	Verlauf von Niederschlag und Bodenfeuchtegehalt Winter 2008/2009 (12/2008-bis 04/2009).	35
Abbildung 27:	Bodenparameter und Wetter (Inzing) Winter 2009/2010 (11/2009 bis 04/2010)	35
Abbildung 28:	Bodenparameter und Wetter (Inzing) Winter 2010/2011 (09/2010 bis 02/2011)	36
Abbildung 29:	links: Mulde, rechts: vorübergehende Speicherung bei Starkregenereignissen	37
Abbildung 30:	Geschlossene Eisdecke	37
Abbildung 31:	links: Schneespeicherung, rechts: Rückstände durch Nutzung als Schneelagerstätte	38
Abbildung 32:	Längsschnitt durch die Versuchssäule (links) und Bodensäule während des Versuchs (rechts)	40
Abbildung 33:	Korngrößenverteilung des unbehandelten und des getrockneten Bodens	42
Abbildung 34:	Durchlaufzeit des Sickerwassers durch die Bodensäule	43
Abbildung 35:	Hydraulische Durchlässigkeit abhängig von Anfangsfeuchtegehalt und Bodentemperatur	44
Abbildung 36:	Versuchsaufbau zum Schwermetallrückhalt (rechts schematische Darstellung)	45
Abbildung 37:	Kupferrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden (erster Versuch)	47
Abbildung 38:	Kupferrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden (Versuchswiederholung) mit anschließender NaCl-Spülung (RS1-3)	47
Abbildung 39:	Zinkrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden (erster Versuch)	48
Abbildung 40:	Zinkrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden (Versuchswiederholung) mit anschließender NaCl-Spülung (RS1-3)	48
Abbildung 41:	Kupferrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden nach Trockenperiode	49
Abbildung 42:	Zinkrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden nach Trockenperiode	49
Abbildung 43:	Kupferrückhalt durch Material 2 (erster Versuch)	50
Abbildung 44:	Kupferrückhalt durch Material 2 (Versuchswiederholung) mit anschließender NaCl-Spülung (RS1-3)	50
Abbildung 45:	Zinkrückhalt durch Material 2 (erster Versuch)	51
Abbildung 46:	Zinkrückhalt durch Material 2 (Versuchswiederholung) mit anschließender NaCl-Spülung (RS1-3)	51
Abbildung 47:	Kupferrückhalt durch Material 2 nach zweimonatiger Trockenperiode	52

Abbildung 48:	Zinkrückhalt durch Material 2 nach zweimonatiger Trockenperiode	52
Abbildung 49:	Kupferrückhalt durch Material 1	53
Abbildung 50:	Zinkrückhalt durch Material 1 (RS: Rückspülen mit NaCl)	53
Abbildung 51:	Kupferrückhalt durch Material 3 (RS: Rückspülen mit NaCl)	54
Abbildung 52:	Zinkrückhalt durch Material 3 (RS: Rückspülen mit NaCl)	54
Abbildung 53:	Nicht zurückgehaltene Kupfer-Fracht	56
Abbildung 54:	Nicht zurückgehaltene Zink-Fracht	57
Abbildung 55:	Nicht zurückgehaltene Blei-Fracht	57
Abbildung 56:	Schwermetall-Rückhalt in den Batchversuchen	59
Abbildung 57:	Aufbau zur Sammlung des Sickerwassers	60
Abbildung 58:	Einschwemmung von Bodenmaterial in das Probegefäß	61
Abbildung 59:	Zeitpunkt der Probenahme von Oberflächenabfluss und Sickerwasser an Standort 16 und Niederschlag und Temperatur (in Inzing gemessen)	62
Abbildung 60:	Zink im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)	63
Abbildung 61:	Kupfer im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)	64
Abbildung 62:	Nickel im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)	64
Abbildung 63:	Blei im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)	65
Abbildung 64:	Chlorid im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)	65

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Schadstoffkonzentrationen im Verkehrsflächenabfluss aus verschiedenen Literaturstudien.	7
Tabelle 2:	Grenzwerte laut Deponieverordnung 2008 (BGBl. Nr. 39/2008) für Bodenaushubdeponien (Auszug).	9
Tabelle 3:	Probenahme-Standorte	11
Tabelle 4:	Annehmbare Wiederholungsgrenzen der pH-Wert-Messung (DIN ISO 10390:2005-12)	13
Tabelle 5:	pH-Werte der Bodenproben aus den Sickermulden	14
Tabelle 6:	Übersicht der in Phase I und Phase II beprobten Standorte	18
Tabelle 7:	Analyseergebnisse des Oberflächenabflusses von Standort 16	23
Tabelle 8:	Konzentrationsbandbreiten im Oberflächenabfluss von Standort 16	23
Tabelle 9:	Vergleich der Konzentrationen im Oberflächenabfluss Winter und Sommer	27

Tabelle 10:	Übersicht der Laborversuche zur Beurteilung der hydraulischen Leistungsfähigkeit	39
Tabelle 11:	Schwermetall-Rückhalt der untersuchten Filtersubstrate	46
Tabelle 12:	Beim Durchspülen mit 0,2 g/l NaCl-Lösung aus den Säulen rückgelöste Schwermetallfracht	46
Tabelle 13:	Schwermetall-Rückhalt der untersuchten Filtersubstrate	55
Tabelle 14:	Beim Durchspülen mit NaCl-Lösung aus den Säulen rückgelöste Schwermetallfracht.	56
Tabelle 15:	Batchversuch - in der Schwermetalllösung verbleibende Konzentrationen	59
Tabelle 16:	Batchversuch - Schwermetall-Rückhalt der verschiedenen Materialien	59
Tabelle 17:	Batchversuch - adsorbierte Stoffmenge q_e an der festen Phase	59
Tabelle 18:	Schwermetall-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und Sickerwasser von Standort 16	62

1 Einleitung

Durch den hohen Versiegelungsgrad in Siedlungsgebieten wird der kleinräumige Wasserkreislauf aus Sicht der Urbanhydrologie nachteilig beeinflusst. Anstatt dass ein Teil des Niederschlags über (teil-) durchlässige Flächen versickert, wird der Großteil als Oberflächenabfluss mit dem Kanal abgeleitet. Dadurch steht das Niederschlagswasser nicht zur Grundwasserneubildung zur Verfügung und es kommt zu Abflussspitzen im Kanal und auf der Kläranlage. Daneben wird durch die Versiegelung auch der Verdunstungsanteil stark verringert. Durch lokale Versickerung von Dach- oder Verkehrsflächenabflüssen kann eine deutliche Reduktion der Niederschlagsabflüsse in urbanen Gebieten erreicht werden. Niederschlagswässer von Verkehrsflächen, wie Straßen und Parkplätzen, sollten wegen der enthaltenen Schadstoffe bevorzugt über eine aktive Oberbodenpassage versickert werden (Land Tirol, 2005). Geregelt wird die Dimensionierung von Anlagen zur Niederschlagswasserversickerung in ÖNORM B 2506-1 (2000), ATV-DVWK-A 138 (2002) und dem OEWA V Regelblatt 35 (2003).

Der Boden hält bei der Versickerung eine Vielzahl von Schadstoffen aus dem Niederschlagswasser durch physikalische, chemische und biologische Prozesse zurück. Viele organische Stoffe können in der aktiven Oberbodenpassage abgebaut werden, persistente Schadstoffe jedoch akkumulieren über die Betriebszeit von Versickerungsanlagen im Boden und stellen somit eine potentielle Gefährdung von Boden und Grundwasser dar.

In einem Forschungsprojekt des Arbeitsbereichs Umwelttechnik wurden im Jahr 2006 Bodenuntersuchungen an Versickerungsmulden zur Entwässerung von Parkplätzen verschiedener Tiroler Supermärkte durchgeführt. Ziel dieser Untersuchungen war es, den möglichen Schadstoffeintrag über die Betriebsdauer für Versickerungsmulden erstmalig abzuschätzen. Die Untersuchungsergebnisse zeigten, dass für die in Tirol in der Praxis üblicherweise genehmigte Betriebsdauer von 20 Jahren die Schadstoffkonzentrationen die zugehörigen Grenzwerte der Deponieverordnung für Bodenaushubdeponien voraussichtlich nicht überschritten werden. Das Forschungsprojekt verdeutlichte auch, dass bei Schwermetallen zum Teil hohe Hintergrundkonzentrationen vorhanden sind, die vermutlich aus dem für den Bau der Versickerungsanlage verwendeten Bodenmaterial stammen. Da diese Konzentrationen unbekannt sind, war es nicht möglich, Zusammenhänge zwischen dem Alter der Anlage und der Schwermetallbelastung zu identifizieren.

Ziel des gegenständlichen Forschungsprojektes war es daher, die Erkenntnisse von 2006 durch ein aufbauendes Forschungsvorhaben zu erweitern. Durch wiederholte Messungen kann theoretisch jeweils die Akkumulation von Schadstoffen in dem Zeitraum zwischen der vorhergehenden und der aktuellen Messung bestimmt werden. Grundsätzlich sind aufgrund der inhomogenen Struktur von Böden darüber hinaus mehrere Messungen erforderlich, um die Unsicherheiten in den Messwerten zu verringern. Somit trägt das Forschungsvorhaben dazu bei, die ursprünglichen Werte zu validieren und Aussagen über den langfristigen Schadstoffrückhalt im Sinne eines Monitorings zu gewinnen.

2 Zusammenfassung

Da eine Vielzahl an technischen Varianten für die Versickerung von Niederschlagswasser existiert, wurde das Forschungsprojekt bewusst auf Sickermulden beschränkt. Das Projekt gliedert sich in zwei Teile. In Teil 1 wird die langfristige Leistungsfähigkeit von Sickermulden hinsichtlich des Stoffrückhaltevermögens untersucht. In Teil 2 liegt der Schwerpunkt der Untersuchungen auf den Auswirkungen von Frost- und Taubedingungen auf die hydraulische und stoffliche Leistungsfähigkeit.

2.1 Langzeitverhalten bezüglich des Stoffrückhaltevermögens

Alle in den Böden gemessenen pH-Werte liegen deutlich über 7 (7,3 - 8,2). Die Grenzwerte der Deponieverordnung für Kupfer und Blei wurden nur an einem Standort überschritten. Dieser Standort fiel bereits 2005 durch seine hohen Konzentrationen auf, sie könnten geogen bedingt sein. Zwei Standorte weisen eine Abnahme der Schwermetallkonzentration mit zunehmender Tiefe auf, bei den anderen Standorten ist die Konzentration in den drei Schichten relativ gleich. Der Vergleich mit der ersten Probenahme im Jahr 2005 zeigt, dass bei beiden Messungen relativ gleiche Werte ermittelt wurden. Wurde im Jahr 2005 beispielsweise eine Abnahme mit zunehmender Tiefe gemessenen, dann wurde diese auch 2010 festgestellt. Es ist festzuhalten, dass die 2010 gemessenen Werte fast immer unter denen von 2005 liegen. Da Schwermetalle im Boden bei den gegebenen pH-Werten nur akkumuliert und nicht abgebaut bzw. remobilisiert werden können, ist die Abnahme der Schwermetallkonzentration nur durch den Ort der Probenahme, das Aufschlussverfahren und die Analytik zu erklären.

Die Zusammensetzung des Oberflächenabflusses wurde am Standort 16 untersucht. Die gemessenen Abflusskonzentrationen waren im Median bei Cadmium 0,006 mg/l, Chrom 0,01 mg/l, Kupfer 0,06 mg/l, Nickel 0,01 mg/l, Blei 0,01 mg/l und bei Zink 0,3 mg/l. Die Bleikonzentrationen waren deutlich niedriger als die Werte, welche man in der deutschsprachigen Literatur findet, was vor allem an dem Verbot von Blei in Treibstoffen liegen dürfte.

2.2 Hydraulische und stoffliche Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb

Die hydraulische Leistungsfähigkeit einer Sickermulde unter Winterbedingungen wurde in Feld- und Laborversuchen untersucht. Für die Laborversuche wurden Bodensäulen verwendet, deren Vorteil im geringen Materialeinsatz und gut reproduzierbaren Ergebnissen liegen. Da es nicht möglich und sinnvoll ist, in den Laborversuchen alle Umwelteinflüsse auf den Boden zu berücksichtigen, wurden zusätzlich Feldversuche durchgeführt, um die Auswirkungen des Winterbetriebs auf die hydraulische Leistungsfähigkeit der Sickermulde zu bewerten.

Die Laborversuche haben gezeigt, dass die Durchlaufzeit hauptsächlich vom Anfangsfeuchtegehalt und der Bodentemperatur abhängt. Grundsätzlich nimmt die Durchlaufzeit bei einer konstanten Bodentemperatur mit zunehmender Anfangsfeuchte des Bodens ab. Insbesondere bei Bodentemperaturen unter 0°C wird die hydraulische Durch-

lässigkeit stark vom Anfangsfeuchtegehalt beeinflusst. Für Bodentemperaturen von -5°C war die hydraulische Durchlässigkeit umso geringer je höher der Anfangsfeuchtegehalt des Bodens war. Darüber hinaus war die hydraulische Durchlässigkeit des Bodens bei einer Bodentemperatur von -5°C und einem Anfangsfeuchtegehalt von 5 % sogar höher als von nicht gefrorenen Boden. Die beste Durchlässigkeit wurde unabhängig von der eingestellten Anfangsfeuchte bei einer Bodentemperatur von 0°C erreicht. Jedoch war die hydraulische Durchlässigkeit selbst bei -5°C immer noch oberhalb von 10^{-6} m/s. Dieser Wert ist insofern von Bedeutung, als er im Regelwerk als Mindestanforderung festgehalten ist. Abschließend ist festzuhalten, dass sich die Bearbeitung des Bodens signifikant auf die Laborergebnisse auswirkt.

Die aufgezeichneten Messdaten zeigen, dass die untersuchte Sickermulde auch unter Winterbedingungen einwandfrei funktioniert. Auch wenn die oberflächennahe Schicht für kurze Zeit gefroren war, so war das Speichervolumen der Sickermulde ausreichend, um den Niederschlagsabfluss so lange zwischen zu speichern bis sich die hydraulischen Bedingungen infolge höherer Bodentemperaturen verbesserten. Die Ergebnisse haben eindeutig gezeigt, dass der Boden hinsichtlich des Benetzens und Trocknens dämpfend wirkt. Je länger die Durchlaufzeit umso größer ist der Effekt der Dämpfung. Ein wichtiges Ergebnis mit Hinblick auf den Winterbetrieb ist es, dass der Boden in der Messperiode bereits in einer Tiefe von mehr als 10 cm frostsicher war.

Der Winterbetrieb der untersuchten Sickermulde ist insofern problematisch, als dass zusammen mit dem Schnee auch Splitt und Feinststoffe im Bereich der Sickermulde gelagert werden, die zu einer reduzierten hydraulischen Durchlässigkeit infolge von Kolmation führen können.

Die Ergebnisse von Feld- und Laborversuchen haben gezeigt, dass ein funktionierender Winterbetrieb von Sickermulden, die nach den Regelwerken dimensioniert sind, auch im alpinen Bereich sichergestellt ist. Die geringere hydraulische Durchlässigkeit im Winter wird dadurch kompensiert, dass das Volumen der Mulden für sommerliche Starkregenereignisse ausgelegt ist und zusätzlich noch ein Sicherheitsfaktor in die Dimensionierung eingeht.

Aufgrund der hohen Inhomogenität von Boden sollten zukünftig weitere Versuche mit Bodensäulen durchgeführt werden. Mit dem jetzigen Kenntnisstand ist es nicht möglich, ein Verfahrensablauf für die Bestimmung der hydraulischen Durchlässigkeit im Winter - vergleichbar mit dem Doppelring-Infiltrometertest für den Sommer - anzugeben. Durch den Einsatz eines konzeptionellen Modells könnte herausgefunden werden, bei welchem Niederschlagsereignis eine Sickermulde im Winter bei gleichzeitig reduzierter hydraulischer Durchlässigkeit versagen würde. Allerdings müsste als entscheidender Parameter die Lufttemperatur in das Modell mit eingehen. Bislang ist ein solches Modell nicht verfügbar.

Im Labor wurden drei verschiedene Filtermaterialien und unbewachsener Muldenboden auf ihren Stoffrückhalt im Winterbetrieb untersucht. Die Messungen zeigen, dass der Rückhalt von Kupfer und Zink durch den Muldenboden am stärksten ist. Bei Kupfer hielten alle untersuchten Materialien mehr als 99% zurück. Beim Zink unterschieden sich die Materialien hingegen deutlich. Der Muldenboden wies auch hierbei einen Rückhalt über 99% auf. Der Rückhalt von Material 3 lag immerhin noch über

90%. Material 2 hielt nur 75-80% zurück und die Material 1 sogar nur 40%. Eine signifikante Rücklösung durch salzhaltiges Wasser erfolgte bei der verwendeten Konzentration von 0,2 g/l NaCl (Belastung: 75 mg NaCl/1000m³ Boden) nicht.

Bei der Feldstudie zur Untersuchung der stofflichen Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb traten Probleme mit dem Versuchsaufbau zur Sickerwasser-Untersuchung auf. Damit das Sickerwasser nur mit Edelstahlteilen in Berührung kommt, wurde lediglich ein Lochblech unter den Boden gebaut. Es kam zur Ausschwemmung der feinen Bodenbestandteile. Deshalb liegen vom Winter 2009/2010 keine Daten vor. Des Weiteren ist unklar, ob die im Sickerwasser des Winters 2010/2011 gemessenen hohen Metallkonzentrationen durch die Ausschwemmung der feinen Bestandteile oder durch die sehr hohen Chlorid-Konzentrationen im Oberflächenabfluss (Maximum 60 g/l Chlorid) verursacht wurden.

3 Stand der Forschung

3.1 Quellen der Verschmutzung

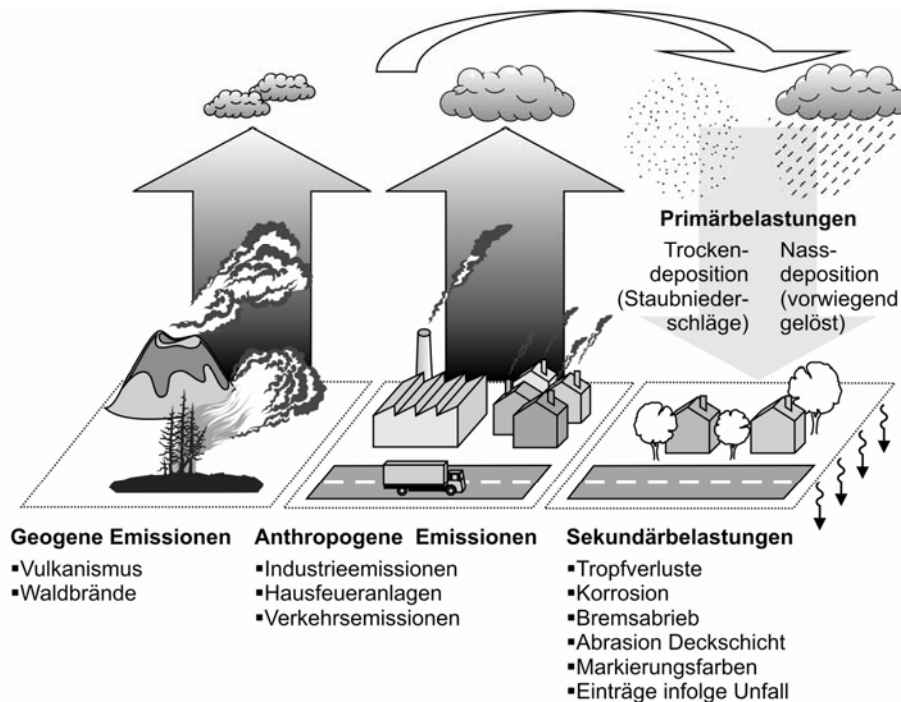


Abbildung 1: Auswirkung der Emissionssituation auf die Abflussbelastung (Fach, 2006).

Die Stoffe im Niederschlagsabfluss von Verkehrsflächen stammen aus unterschiedlichen Quellen (s. Abbildung 1). Da sind zum einen die von atmosphärischen Verschmutzungen kommenden Primärbelastungen durch Trocken- und Nassdeposition, zum anderen die Sekundärbelastungen, welche durch Schadstoffe bedingt sind, die von der Flächenbeschaffenheit und der Flächennutzung abhängen und die der Niederschlag beim Auftreffen auf die Oberfläche mitnimmt (Fach, 2006).

3.2 Schadstoffe im Verkehrsflächenabfluss

Der Niederschlagsabfluss von Verkehrsflächen beinhaltet daher eine Vielzahl unterschiedlicher Stoffe, welche sowohl in gelöster wie auch partikulärer Form vorliegen. Die im Verkehrsflächenabfluss vorliegenden Schadstoffe stammen unter anderem aus Verbrennungsprozessen (z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Dioxine, Schwefeldioxid), von Tropfverlusten von Fahrzeugen (z.B. Kohlenwasserstoffe) oder aus Abrieb von Fahrzeugteilen und von Straßenbelägen (z.B. Schwermetalle, Elemente der Platingruppe).

Schwermetalle, die in umweltrelevanten Mengen im Verkehrsflächenabfluss vorkommen, sind vor allem Kupfer, Zink, Blei und Cadmium. Kupfer und Zink sind Spurenelemente, d.h. sie sind essentiell für Lebewesen (z.B. als Bestandteil von Enzymen), in

höheren Konzentrationen können sie jedoch toxisch wirken. Während hohe Zinkkonzentrationen ausschließlich für Pflanzen toxisch sind, wirken hohe Kupferkonzentrationen auch auf Menschen und Tiere toxisch. Kupfer gelangt hauptsächlich durch Bremsabrieb und Zink durch Fahrbahnabrieb in den Verkehrsflächenabfluss. Die Bedeutung von Blei als Schadstoff ist seit dem Verbot von Bleizusätzen als Antiklopfmittel im Benzin zurückgegangen, es ist aber immer noch z.B. in Reifen vorhanden. Cadmium ist zwar im Vergleich zu Zink und Kupfer nur in geringen Mengen im Verkehrsflächenabfluss enthalten, es ist jedoch bereits in sehr geringen Mengen toxisch und es besteht begründeter Verdacht, dass es auch kanzerogene Wirkung besitzt (Dierkes, 1999).

Seit dem vermehrten Einsatz von Katalysatoren in Kraftfahrzeugen Ende der achtziger Jahre wurden vermehrt auch die Edelmetalle der Platingruppenelemente (PGE) (insbesondere Platin (Pt), Rhodium (Rh) und Palladium (Pd)) in verschiedenen Studien in Straßenrandböden nachgewiesen. Fritsche und Meisel (2004) fanden heraus, dass die PGE-Konzentrationen an den von ihnen untersuchten Stellen an österreichischen Autobahnen alle deutlich über der natürlichen Hintergrundkonzentration lagen. PGE zeigen jedoch im Allgemeinen wenig Mobilität und es gibt bisher keine Hinweise auf gesundheitliche Risiken durch Platin, Rhodium oder Palladium für die allgemeine Bevölkerung (Merget und Rosner, 2001).

In den Verkehrsflächenabflüssen finden sich verschiedenste Kohlenwasserstoffe. Wichtige Schadstoffquellen sind Mineralölkohlenwasserstoffe aus Treib- und Schmierstoffen, Benzinzusatzstoffe (z.B. Methyl-tert-butylether (MTBE)) oder unvollständige Verbrennungsprodukte (z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)). Handelsübliches Benzin ist eine Mischung aus Alkanen und Aromaten. Unverzweigte Alkane sind mikrobiell relativ gut abbaubar, verzweigte Alkane und aromatische Kohlenwasserstoffe werden deutlich langsamer abgebaut und viele sind persistent (Fritsche, 1998). Des Weiteren werden dem Benzin nach dem Wegfall von Bleizusätzen Methyl-tert-butylether (MTBE) oder ähnliche Verbindungen als Antiklopfmittel zugesetzt. MTBE ist trotz der erst relativ kurzen intensiven Verwendung ubiquitär, allerdings wurden toxische Effekte erst bei Konzentrationen gefunden, die kaum jemals in der Umwelt auftreten (Rosell *et al.*, 2006). MTBE ist zwar prinzipiell biologisch abbaubar, der Abbau erfolgt jedoch langsam (Schmidt *et al.*, 2004). MTBE ist sehr mobil, es adsorbiert kaum am Boden und gelangt dadurch leicht ins Grundwasser (Rosell *et al.*, 2006). In Niederschlagsabflüssen einer Straße in Frankfurt/Main wurden MTBE-Konzentrationen von 30 bis 1174 ng/l (Median 114 ng/l) gemessen (Achten *et al.*, 2001).

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe bestehen aus einem Gerüst aus zwei oder mehr kondensierten Benzolringen. Die hohe Umweltrelevanz der PAK ergibt sich aus den kanzerogenen Eigenschaften einiger Verbindungen (z.B. Benz(a)pyren). Die mikrobielle Abbaubarkeit der PAK nimmt mit steigender Ringzahl ab, höherkernige PAK besitzen eine hohe Persistenz und geringe Wasserlöslichkeit (Fritsche, 1998) und reichern sich deshalb in Straßenrandböden an (Dierkes, 1999).

Tabelle 1 zeigt die Spannweiten von ausgewählten Schadstoffen in Verkehrsflächenabflüssen. Da die Abflusszusammensetzung von Verkehrsflächen stark von der Motortechnik abhängt, sind in Tabelle 1 nur neuere Veröffentlichungen enthalten. Aus Tabelle 1 wird die große Schwankungsbreite einzelner Schadstoffkonzentrationen in Abhän-

gigkeit des untersuchten Gebietes deutlich. Insofern lässt sich die Abflussbeschaffenheit in Tirol nur grob einschätzen.

Tabelle 1: Schadstoffkonzentrationen im Verkehrsflächenabfluss aus verschiedenen Literaturstudien.

Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Pb (µg/l)	Cd (µg/l)	PAK (µg/l) ***
21 – 140*	15 – 1420*	98 – 170*	0,2 – 0,5*	-
97 – 104**	120 – 2000**	11 – 525**	0,3 – 13**	0,24 – 17,10**
40 – 140	250 – 620	60 – 340	<1 – 6,4	-
17 – 280	166 – 1.940	10 – 311	0,3 – 6,40	0,5 – 7

* niedrige Verkehrsdichte; ** hohe Verkehrsdichte; *** PAK Summe nach EPA sowie Einzelsubstanzen

Zeile 1&2: (Göbel *et al.*, 2007)

Zeile 3: (Kasting, 2003)

Zeile 4: (Welker und Dittmer, 2005)

3.3 Mechanismen der Reinigung

Der Leitfaden der Tiroler Siedlungswasserwirtschaft zur Entsorgung von Oberflächenwässern (Land Tirol, 2005) sieht als bevorzugte Methode zur Versickerung von Wässern von Stell- und Parkplatzflächen eine flächenhafte Versickerung über eine aktive Oberbodenpassage vor. Bei dieser Art der Versickerung ist das Risiko für das Grundwasser geringer als bei Versickerungsmethoden ohne aktive Oberbodenpassage, da die Schadstoffe in der belebten Bodenzone zusätzlich durch biologische Prozesse zurückgehalten werden.

Unter biologischen Prozessen versteht man die Umwandlung von organischen Stoffen in anorganische Stoffe durch Mikroorganismen. Während die nicht flüchtigen Komponenten der Mineralölkohlenwasserstoffe zu Kohlendioxid oder zu schwer abbaubaren Heteroverbindungen und Asphaltene umgewandelt werden, werden polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe fast ausschließlich durch Huminstoffe im Boden zurückgehalten. Sehr viele schwer abbaubare Stoffe können von Mikroorganismen nur im aeroben Milieu, also bei Vorhandensein von Sauerstoff, abgebaut bzw. umgewandelt werden. Neben den Mikroorganismen können Stoffe auch durch die Wurzel von Pflanzen aufgenommen und damit dem Boden entzogen werden. Hiervon sind vor allem die Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink betroffen (Dierkes, 1999).

Daneben werden Schadstoffe in der unbelebten Bodenzone durch physikalisch-chemische Prozesse zurückgehalten. Physikalische Reinigungsvorgänge sind vor allem die Adsorption und die Filtration. Bei der Filtration werden partikuläre Stoffe aufgrund der mechanischen Filterwirkung des Bodens in den oberflächennahen Schichten zurückgehalten. Insbesondere partikuläre Schwermetalle werden - solange der pH-Wert einen kritischen Wert nicht unterschreitet - auf diese Weise an der Verlagerung in tiefere Bereiche gehindert. Insofern hängt die Filterwirkung maßgeblich von der Homogenität des Korngerüsts und dem Vorhandensein von Sekundärporen ab, die die Filterwirkung beeinträchtigen. Ein weiterer physikalischer Prozess ist die Adsorption, bei der sich gasförmige und gelöste Stoffe an bzw. in der Feststoffoberfläche anlagern. Dazu müssen die Anziehungskräfte zwischen Adsorptiv und Oberfläche größer sein als zwischen Adsorptiv und Lösungsmittel bzw. Gas. Je nach den physikalisch-chemisch

wirksamen Kräften und Mechanismen können verschiedene Formen der Adsorption unterschieden werden. Bei der Chemiesorption bestimmen die chemischen Eigenschaften der Komplexe Ausmaß und Reversibilität des Adsorptionsprozesses. Unter Physisorption versteht man die Wechselwirkung Coulomb-Elektrostatistischer Kräfte zwischen der Ladung des Adsorptivs und der Ladung der Feststoffoberfläche. Während die Physisorption in der Regel schnell und reversibel abläuft, ist die Chemiesorption wesentlich langsamer und irreversibel (Adolphs, 1994; Roy *et al.*, 1991).

Schwermetalle können in der Bodenlösung gelöst als Ion oder als Metallkomplex vorliegen (typische Komplexbildner sind dabei EDTA (Ethyldiamintetraessigsäure), Humin- und Fulvosäuren). Bindungspartner in der Bodenmatrix sind vor allem Huminstoffe, Tonminerale, Eisen-, Mangan- und Aluminiumoxide und -hydroxide. Abhängig von ihrer Konzentration unterliegen gelöste Metalle Fällungsreaktionen. Ob ein Metall mobil ist, hängt nicht nur davon ab, ob es in der Bodenlösung oder im Bodenkörper vorliegt: so können z.B. an partikulär gebundene Schwermetalle abhängig von der Bodenstruktur in Richtung Grundwasser verfrachtet werden. Die Löslichkeit von Schwermetallen wird durch pH-Wert, Schwermetall-Gesamtgehalt, Redox-Bedingungen, Gehalt an organischen und anorganischen Komplexbildnern, Gehalt pedogener Oxide/Hydroxide und Tonminerale, sowie Luft- und Wasserhaushalt und Temperatur des Bodens stark beeinflusst (Lewandowski *et al.*, 1997).

3.4 Winterbetrieb von Versickerungsmulden

Die Bedingungen im Winter beeinflussen den Betrieb von Versickerungsmulden sowohl in Bezug auf den Stoffrückhalt als auch die hydraulische Leistungsfähigkeit. Verschiedene Autoren (u.a. Engelhard *et al.* (2007), Glenn und Sansalone (2002) und Viklander (1998)) haben gezeigt, dass Schnee aufgrund seiner längeren Aufenthaltszeit Schadstoffe akkumuliert. Dadurch enthält der Abfluss von Schmelzwasser oft höhere Konzentrationen von Schadstoffen und Partikeln als der von Regenwasser (Westerlund, 2007). Der Vorgang der Akkumulation ist insbesondere für Schwermetalle von Bedeutung, da diese nicht abgebaut werden können. Des Weiteren tragen zur Straßensicherheit eingesetzte Stoffe wie Splitt oder Enteisungsmittel wie Natriumchlorid zur Verschmutzung des Schnees bzw. des Abflusses von Schmelzwasser bei.

Die Versickerungsrate von Böden im Winter hängt stark vom Wassergehalt des Bodens während des Frierens ab. Zunehmender Wassergehalt bedeutet abnehmende Infiltrationskapazität (Stenmark, 1995): während der Boden bei durchgehenden Eisschichten undurchlässig ist, kann bei durchlässigem Frost die Infiltrationskapazität sogar höher sein als bei nicht gefrorenem Boden (Muthanna *et al.*, 2007). Allerdings muss Boden auch bei Temperaturen unter Null Grad nicht komplett gefroren sein, da durch den Boden der Gefrierpunkt von Wasser erniedrigt wird (Sutinen *et al.*, 2008).

Chlorid ist sehr mobil und konservativ, sein Transport durch die Umwelt beruht größtenteils auf physikalischen Prozessen (Marsalek, 2003). Das in der ungesättigten Zone vorhandene Chlorid kann zu einer Langzeit-Quelle für Chlorid im Grundwasser werden (Löfgren, 2001). Enteisungsmittel wie Natriumchlorid können zu einer Remobilisierung bereits gebundener Schwermetalle im Boden führen. Amrhein *et al.* (1992) zeigten, dass aus von Salzlösungen durchströmten Böden mit gebundenen Schwermetallen bei steigender Salzkonzentration zunehmend Metalle aus dem Boden gewaschen wurden.

Diese Ergebnisse wurde von diversen Autoren bestätigt, u.a. Norrström und Jacks (1998), Bäckström (2003), Löfgren (2001) und Rasa *et al.* (2006). Die dahinter stehenden Mechanismen sind komplex, unter anderem spielt die Bildung löslicher Schwermetallchloride, die Beeinflussung von pH-Wert und Redoxpotential sowie der Einfluss auf die Form organischer Stoffe eine Rolle. Anionen wie Chlorid wirken als Komplexbildner und beeinflussen die Löslichkeit von Schwermetallen, indem sie mit ihnen lösliche Komplexe bilden (Lewandowski *et al.*, 1997). Große Anteile von Blei, Kupfer und Zink in Straßenrandböden sind gefährdet bei hohen NaCl Konzentrationen ausgewaschen zu werden, wobei die chemische Form der Metalle eine große Rolle spielt. Cadmium ist besonders mobil, besonders die Cadmiumadsorption verringert sich bei hohen NaCl Konzentrationen (Norrström und Jacks, 1998). Böden an Straßenrändern zeigen durch Enteisungstätigkeiten oft deutlich erhöhte Konzentrationen von Na^+ und Cl^- , was durch Ionenaustausch zur einer Reduktion des pH-Wertes führen kann. Durch die Zunahme der Leitfähigkeit werden organische Substanzen ausgefällt, wodurch sich die Mobilität von an Humusstoffen adsorbierten Schwermetallen verringern kann (Bäckström, 2003). Die Abnahme des pH-Wertes durch hohe NaCl-Konzentrationen beeinflusst auch die Schwermetallbindung, da die Kationensorption mit steigendem pH zunimmt: Blei und Kupfer werden bereits im stark sauren Bereich, Zink, Cobalt und Nickel erst im schwach sauren bis neutralen Bereich sorbiert (Scheffer, 2002). Auch andere Enteisungsmittel können den Schwermetallrückhalt beeinflussen, jedoch zeigten Rasa *et al.* (2006) das trotzdem bei Kaliumformiat-Behandlung das biologisch verfügbare Cadmium 3,5 mal kleiner war als bei NaCl-Behandlung.

3.5 Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen in Böden

Tabelle 2: Grenzwerte laut Deponieverordnung 2008 (BGBl. Nr. 39/2008) für Bodenaushubdeponien (Auszug).

Parameter	Grenzwert (mg/kg TM)	
Anorganische Stoffe		
	I ¹⁾	II ¹⁾
Blei (als Pb)	150	500
Cadmium (als Cd)	2	4
Chrom gesamt (als Cr)	300	500
Kupfer (als Cu)	100	500
Nickel (als Ni)	100	500
Zink (als Zn)	500	1000
Organische Summenparameter		
Kohlenwasserstoff-Index	50 / 100 / 200 ³⁾	
PAK (16 Verbindungen)	4	
Eluat		
pH-Wert	6,5 bis 11	

1) Ist bei Bodenaushubmaterial der Gehalt eines Schadstoffes geogen bedingt, so ist eine Überschreitung bis zu dem in Spalte II angeführten Grenzwert zulässig.

3)

- 50 mg/kg TM gilt für Bodenaushubmaterial mit TOC \leq 5 000 mg/kg TM,
- 100 mg/kg TM gilt für Bodenaushubmaterial mit TOC $>$ 5 000 und \leq 20 000 mg/kg TM,
- 200 mg/kg TM gilt für Bodenaushubmaterial mit TOC $>$ 20 000 mg/kg TM.

Für Schadstoffkonzentrationen in Böden von Versickerungsanlagen gibt es in Österreich keine rechtlich verbindlichen Regelungen. Daher sind im Leitfaden der Tiroler Siedlungswasserwirtschaft mit dem Wasserrechtsgesetz, der Grundwasserschutzverordnung, der Grundwasserschwellenverordnung, der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung, der Indirekteinleiterverordnung und dem Tiroler Kanalisationsgesetz nur rechtliche Grundlagen, die das Wasser betreffen, aufgeführt. Insofern werden für Stoffkonzentrationen im Boden ersatzweise die Grenzwerte der Deponieverordnung für Bodenaushubdeponien herangezogen.

3.6 Ergebnisse der Studie aus dem Jahr 2005

In der im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung durchgeführten Studie von Achleitner *et al.* (2006) wurden 11 Versickerungsanlagen mit aktiver Oberbodenpassage untersucht. An die Sickermulden waren Parkplatzflächen hauptsächlich von Supermärkten angeschlossen, deren damalige Betriebsdauer zwischen zwei und acht Jahren lag. Diese Studie wird in der folgenden Phase I benannt, während das gegenständliche Forschungsvorhaben als dessen Fortführung konsequenterweise mit Phase II bezeichnet wird.

Bei der Messung des Kohlenwasserstoffindex im Feststoff wurden kaum Werte über der Bestimmungsgrenze von 10 mg/kg TM (TM = Trockenmasse) gefunden. Auch im Eluat wurde die Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l nur vereinzelt und nur gering überschritten. Die Grenzwerte für den Kohlenwasserstoffindex der Deponieverordnung für Bodenaushubdeponien (BGBl. Nr. 164/1996) wurden in keiner der Proben erreicht. Die Schwermetallkonzentrationen im Feststoff lagen für Kupfer zwischen 20 und 120 mg/kg TM (Median 30 mg/kg), für Zink zwischen 60 und 600 mg/kg TM (Median 100 mg/kg), für Blei zwischen 20 und 190 mg/kg TM (Median 40 mg/kg) und für Cadmium zwischen 0,25 und 1,2 mg/kg TM (Median 0,57 mg/kg). Die Schwermetallkonzentrationen im Eluat lagen alle unter der Bestimmungsgrenze. Hinsichtlich der Schwermetallbelastung lagen vereinzelt Grenzwertüberschreitungen bezüglich der Deponieverordnung vor. Für Kupfer wurde der Grenzwert an zwei und für Blei an einer Messstelle nicht eingehalten.

4 Langzeitverhalten bezüglich des Stoffrückhaltevermögens

Zur Beurteilung des Langzeitverhaltens hinsichtlich des Stoffrückhaltevermögens, wurden die Bodenuntersuchungen der Sickermulden an Parkplätzen der vorangegangenen Studie weitergeführt (Arbeitspaket AP 1). Zusätzlich wurden an einem Standort die Schadstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss untersucht (AP 2).

4.1 AP 1: Langzeitmonitoring

Ziel dieses Arbeitspaketes ist die Evaluierung der langfristigen Schadstoffakkumulation in Sickermulden von Parkplatzflächen, bei denen eine Versickerung über eine aktive Oberbodenpassage erfolgt. Der Durchführungszeitraum der Probenahme war 09.08.2010 bis 25.09.2010.

Tabelle 3: Probenahme-Standorte

Nr.	Ort	angeschlossene Fläche	Art der Versickerungsanlage
2	Kematen	Parkplatz Supermarkt	bewachsene Sickermulde
4	Zirl	Parkplatz Supermarkt	bewachsene Sickermulde
8	Innsbruck	Parkplatz Supermarkt	bewachsene Sickermulde
10	Buch	Parkplatz Supermarkt	bewachsene Sickermulde
14	Wattens	Parkplatz Supermarkt	bewachsene Sickermulde
15	Innsbruck	Parkplatz Supermarkt	bewachsene Sickermulde
16	Innsbruck	Parkplatz Supermarkt	bewachsene Sickermulde
17	Innsbruck	Parkplatz Einkaufszentrum	bewachsene Sickermulde
18	Innsbruck	Parkplatz Einkaufszentrum	bewachsene Sickermulde

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden insgesamt 9 Parkplatzflächen bei Lebensmittelmärkten im Raum Tirol zur Untersuchung ausgewählt. In Phase I (Achleitner *et al.*, 2006) wurden 11 Standorte gewählt. In Phase II wurde die Anzahl der Sickermulden auf 9 reduziert, da sich die übrigen Standorte in der ersten Phase als nicht geeignet für ein Langzeitmonitoring erwiesen haben (s. Tabelle 3). Vor allem wurden solche Sickermulden ausgeschieden, die entweder in der Zwischenzeit umgebaut wurden oder die aufgrund ihrer Ausgestaltung ungeeignet waren (z.B. falsch ausgebildete Filterschicht oder unklare Fließverhältnisse des Oberflächenabflusses).

4.1.1 Methodik

4.1.1.1 Probenahme und Probenaufbereitung

Nach Lokalaugenschein wurden je Standort in der Regel drei Entnahmestellen für die Bodenproben und, wenn vorhanden, zusätzlich eine Probe am Übergang Parkplatzfläche – Sickermulde ausgewählt, eingemessen (zusätzlich mit GPS Koordinaten) und in einer Skizze festgehalten. An diesen definierten Stellen fanden daraufhin die Entnahmen von gestörten Bodenproben statt. Entsprechend der Abbildung 2 wurden pro Entnahmestelle (1, 2, 3) jeweils Bodenproben aus drei verschiedenen Schichten (A, B, C) aus den Mulden entnommen.

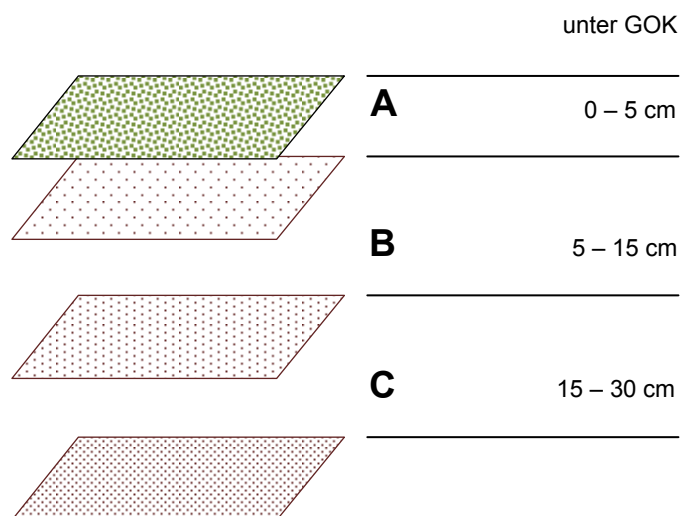


Abbildung 2: Bezeichnung der Schichten der Probenahme

Zusätzlich wurde, falls vorhanden, direkt am Parkplatzrand eine Probe R entnommen und entsprechend im Protokoll gekennzeichnet.

Pro Standort wurde für die jeweiligen Schichten A, B und C eine Mischprobe der Entnahmestellen gravimetrisch hergestellt. Die Mischproben wurden durch Siebung auf eine Korngröße von $d_p \leq 2$ mm homogenisiert und im Trockenschrank für 48 h bei 40°C getrocknet.

4.1.1.2 Bestimmung des pH-Wertes der Bodenproben

Die Messung des pH-Wertes erfolgte nach DIN ISO 10390:2005-12. Dafür wurde eine Suspension des Bodens in dem Fünffachen seines Volumens in einer Kaliumchloridlösung hergestellt. Für die Messung wurde die Korngrößenfraktion des bei 40°C luftgetrockneten Bodens kleiner 2 mm Korndurchmesser verwendet. Für die Kaliumchloridlösung ($c = 1$ mol/l) wurden 74,5 g Kaliumchlorid (KCl) in Wasser mit einer Temperatur von 20°C gelöst und auf 1000 ml aufgefüllt. Entsprechend der Norm ist es ausreichend, das erforderliche Volumen der Untersuchungsprobe mit einem Messlöffel zu entnehmen. Der pH-Wert der Suspension wurde mit einem pH-Messgerät gemessen.

Durchführung der pH-Wert-Bestimmung:

- Repräsentative Bodenprobe von mindestens 5 ml entnehmen.
- Bodenprobe in eine Probenflasche füllen und das Fünffache des Probenvolumens an Lösung hinzugeben (5 ml Bodenprobe und 25 ml KCl-Lösung in 60 ml PP-Probegefäß).
- Suspension mit der Rüttelmaschine (Typ Gerhardt LS20) für 60 min \pm 10 min bei Stufe 7-8 durchmischen und mindestens 1 h, aber nicht länger als 3 h stehen lassen. Nach dem Schütteln blieb die Probe weiter verschlossen, um während des Stehenlassens den Zutritt von Luft an die Probe zu vermeiden.
- pH-Elektrode jeweils 2 min bis zur Wertekonstanz in die Suspension eintauchen und pH-Wert der Suspension messen.
- pH-Wert-Messung 1 Mal wiederholen, bei Überschreitung der Wiederholungsgrenzen entsprechend Tabelle 4 pH-Wert-Messung zusätzlich wiederholen

Tabelle 4: Annehmbare Wiederholungsgrenzen der pH-Wert-Messung (DIN ISO 10390:2005-12)

pH-Bereich	Wiederholgrenze
$\text{pH} \leq 7,00$	0,15
$7,00 < \text{pH} < 7,50$	0,20
$7,50 \leq \text{pH} \leq 8,00$	0,30
$\text{pH} > 8,00$	0,40

4.1.1.3 Schwermetallanalytik mittels Königswasseraufschluss der Bodenproben

Der Aufschluss der Bodenproben erfolgte nach DIN ISO 11466:1997-06 mit Königswasser über 3 h bei 180°C. Das Königswasser wurde mit 4,5 ml konzentrierter Salzsäure (12 molare HCl) und mit 1,5 ml konzentrierter Salpetersäure (15,8 molare HNO₃) hergestellt. Es wurde ein Berghof Aufschlussblock mit Steuereinheit und Edelstahl-druckbomben mit PTFE Einsatz verwendet.

Durchführung des Königswasseraufschlusses:

- Je einige Gramm der Bodenprobe mit $d_p \leq 2$ mm mit einem Mörser mahlen.
- Einwaage von 1 g Bodenprobe in das Teflongefäß und anschließende Zugabe des Königswassers.
- Anbringen der Armierung durch Zuhilfenahme des Dorns.
- Verschraubung der Probe mit Drehmomentschlüssel.

Die Messung der Schwermetalle erfolgte mit einem Atomabsorptionsspektrometer Analytik Jena contrAAS 700. Die Nachweisgrenzen des Atomabsorptionsspektrometers sind für Cadmium (Cd) 14 µg/l, Kupfer (Cu) 24 µg/l, Blei (Pb) 117 µg/l und für Zink (Zn) 10 µg/l.

4.1.2 Ergebnisse

4.1.2.1 pH-Werte der Bodenproben

Tabelle 5: pH-Werte der Bodenproben aus den Sickermulden

Standort	2	4	8	10	14	15	16	17	18
Mischprobe A	7,6	7,6	7,7	7,6	7,9	7,8	8,1	7,5	8,2
Mischprobe B	7,3	7,7	7,7	7,8	8,1	7,9	7,9	7,5	7,9
Mischprobe C	7,4	7,3	7,7	8,0	8,2	8,0	8,0	7,8	
Mischprobe R	7,9			7,6	7,9				

Alle gemessenen pH-Werte liegen deutlich über 7, wie bereits in der Studie 2005. Das Minimum war 7,3, des Maximum lag bei 8,2. Damit lagen die gemessenen pH-Werte ausnahmslos über dem Grenz-pH-Wert für eine beginnende Mobilisierung der in Verkehrsflächenabflüssen auftretenden Schwermetalle, wie Cadmium, Zink, Nickel, Kupfer, Chrom und Blei.

4.1.2.2 Schwermetallkonzentrationen der Bodenproben

Die Ergebnisse der Schwermetallkonzentrationen sind für die untersuchten Standorte getrennt nach Kupfer, Blei und Zink in Abbildung 3 bis Abbildung 5 als Balkendiagramm dargestellt. Die schraffierten Balken geben die Schwermetallkonzentration in der jeweiligen Bodenschicht an. Die vertikale gestrichelte rote Linie entspricht dem Median der Schwermetallkonzentrationen in den drei Bodenschichten. Da der pH-Wert entscheidend für die Beurteilung der Mobilität ist, ist dieser zusätzlich in die Diagramme aufgenommen.

Zwei Standorte (4, 10) weisen eine Abnahme der Kupferkonzentration mit zunehmender Tiefe auf, bei den anderen Standorten ist die Konzentration in den drei Schichten ähnlich (s. Abbildung 3). Der Grenzwert der Deponieverordnung von 100 mg/kg TM wird an keinem Standort überschritten. Lediglich Standort 10, welcher bereits bei der ersten Probenahme im Jahr 2005 durch hohe Werte auffiel, erreicht den Wert in der obersten Bodenschicht fast.

Die in den Böden der Versickerungsanlagen gemessenen Bleikonzentrationen (s. Abbildung 4) liegen unterhalb des Grenzwertes der Deponieverordnung (150 mg/kg TM). Auch hier ist die einzige Ausnahme der Standort 10. Wieder zeigen die Standorte 4 und 10 eine Tiefenstaffelung.

An allen Standorten liegen die gemessenen Zinkkonzentrationen (s. Abbildung 5) unter der Hälfte des Grenzwertes der Deponieverordnung. Standort 4 zeigt auch hier eine deutliche Abnahme der Konzentration mit zunehmender Tiefe.

Der Vergleich mit der ersten Probenahme im Jahr 2005 zeigt, dass sich die Werte bei der Messkampagnen relativ gleich verhalten. Wurde 2005 eine Abnahme mit zunehmender Tiefe gemessenen, dann wurde diese auch 2010 festgestellt. Standort 10 fällt bei beiden Messungen durch seine vergleichsweise erhöhten Werte auf. Absolut gesehen unterscheiden sich die beiden Messungen. Die 2010 gemessenen Werte liegen

fast immer unter denen von 2005. Dies zeigt die Schwierigkeit bei solchen Messungen. Zum einen ergeben sich Unsicherheiten durch den Ort der Probenentnahme (die Schadstoffe sind nicht homogen über die Fläche in der Sickermulde verteilt) und durch die Art der Probenentnahme (z.B. wie viel Schadstoffe durch das Entfernen des Bewuchses mit entfernt werden). Das verwendete Aufschlussverfahren hat auch deutlichen Einfluss auf die gemessene Schwermetallkonzentration (Dierkes, 1999). In der Studie 2005 wurde der Aufschluss mit Salpetersäure durchgeführt, in der gegenständlichen Studie mit Königswasser. Dies kann jedoch die Unterschiede nicht erklären, da mit dem Königswasseraufschluss theoretisch mehr Metalle aus dem Feststoff gelöst werden sollten, die Messwerte jedoch niedriger sind.

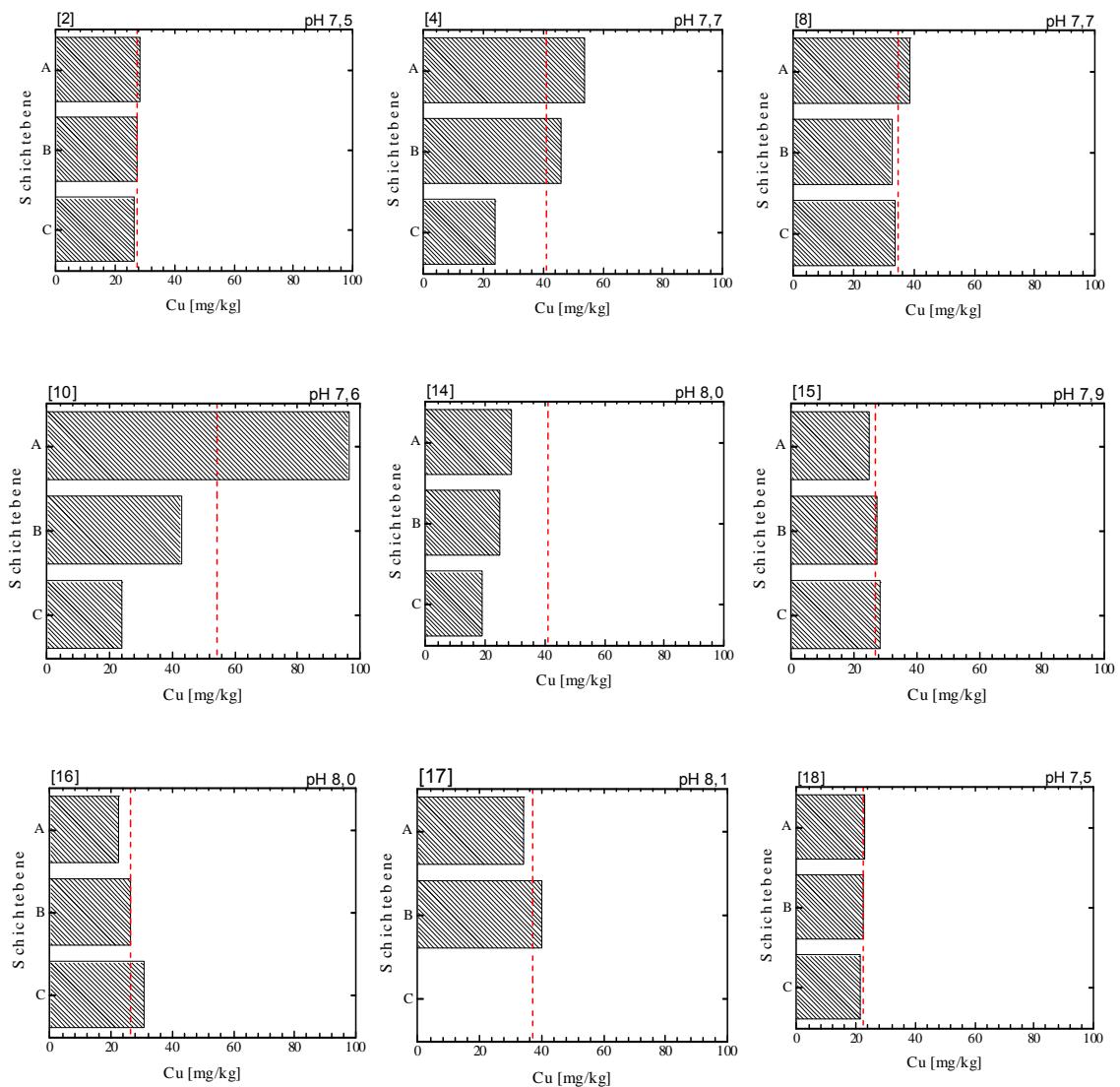


Abbildung 3: Kupferkonzentrationen in den einzelnen Bodenschichten der Sickermulden

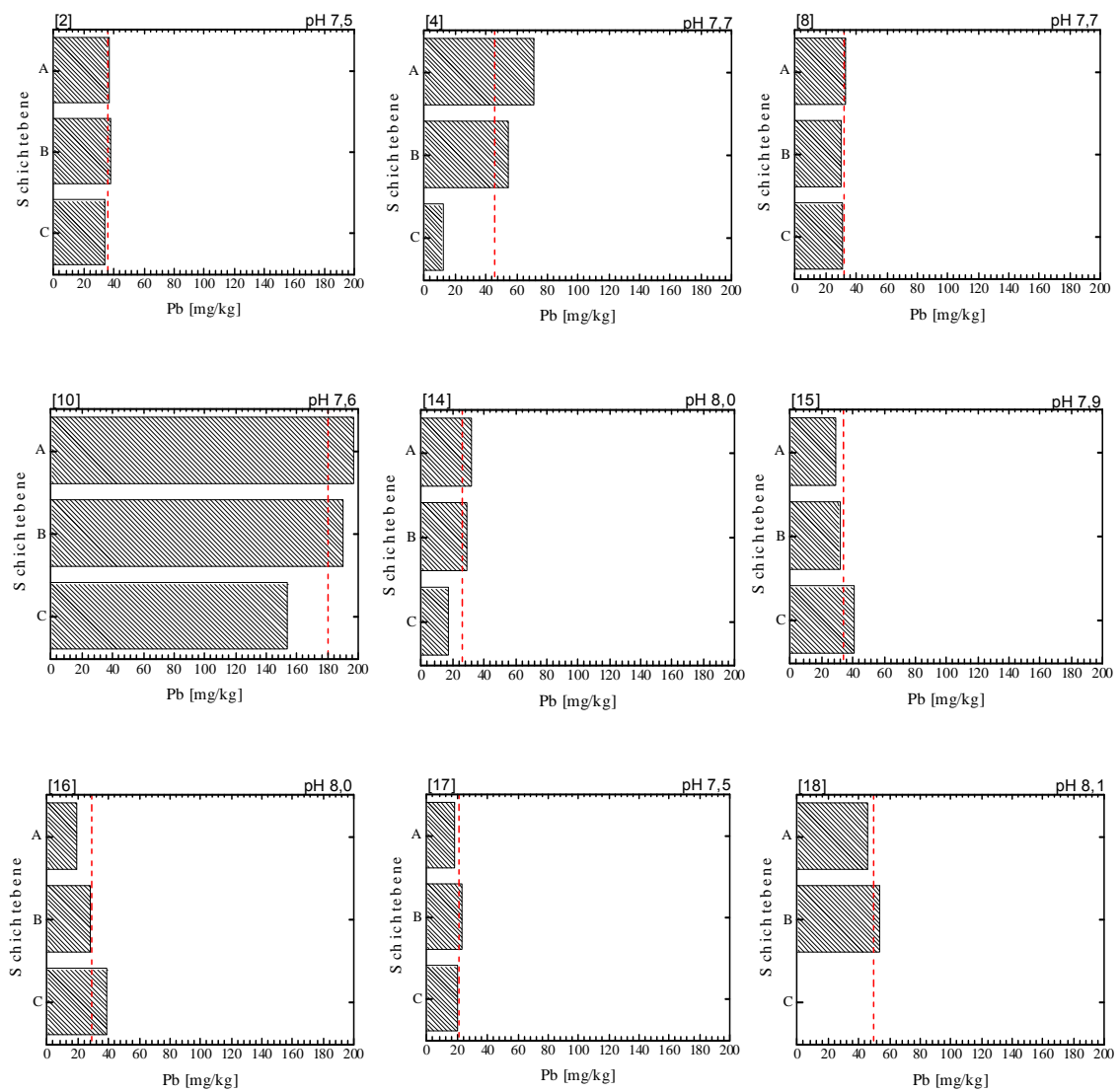


Abbildung 4: Bleikonzentrationen in den einzelnen Bodenschichten der Sickermulden

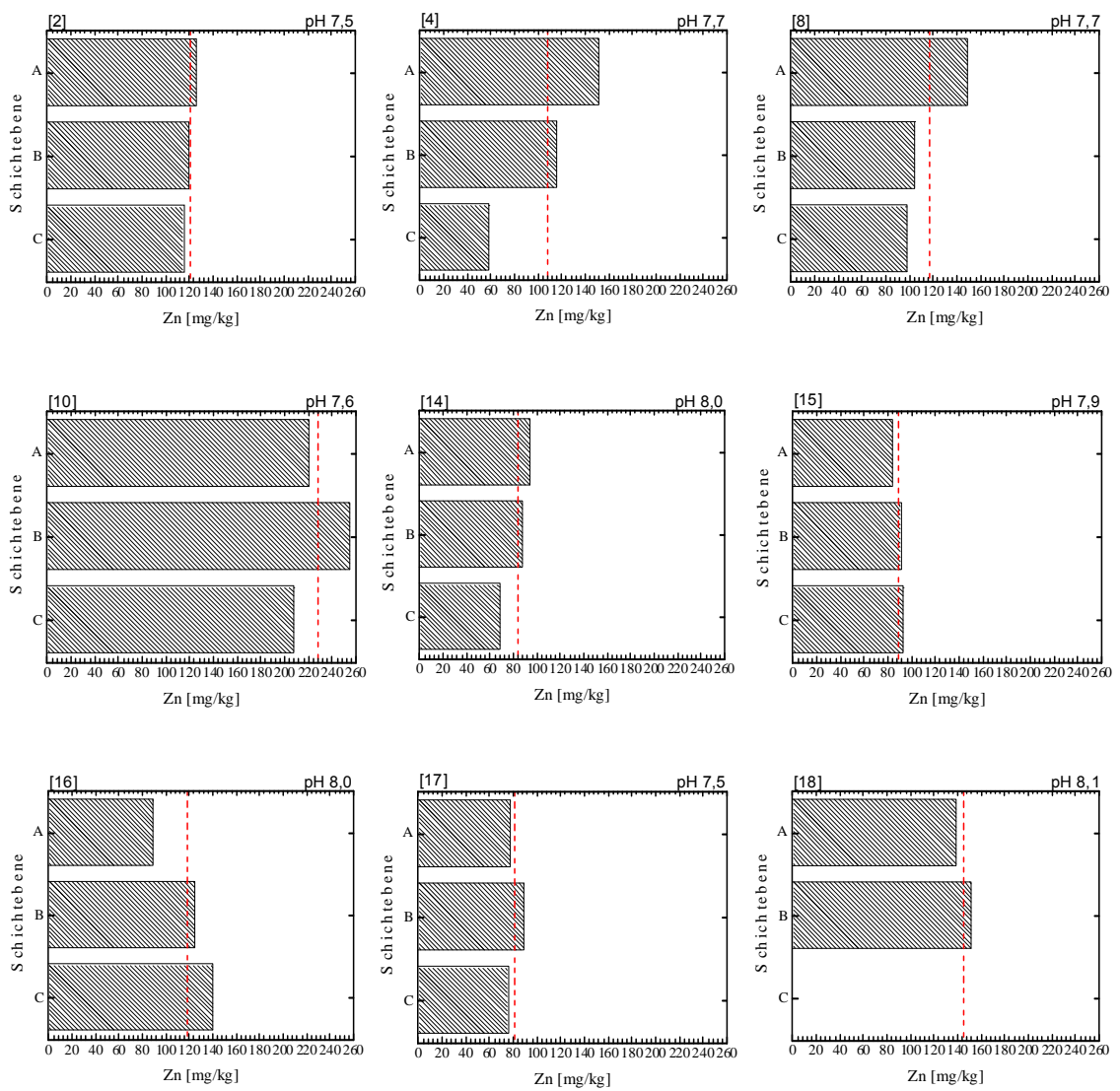


Abbildung 5: Zinkkonzentrationen in den einzelnen Bodenschichten der Sickermulden

Die erste Probenahme fand im Zeitraum Oktober bis November 2005 statt (Achleitner *et al.*, 2006). Die in beiden Phasen (2005 und 2010) beprobten Standorte sind in Tabelle 6 gelistet.

Tabelle 6: Übersicht der in Phase I und Phase II beprobten Standorte

Standort-Nr.	Phase I 2005	Phase II 2010
1	X	
2	X	X
3	X	
4	X	X
5	X	
8	X	X
10	X	X
12	X	
13	X	
14	X	X
15	X	X
16		X
17		X
18		X

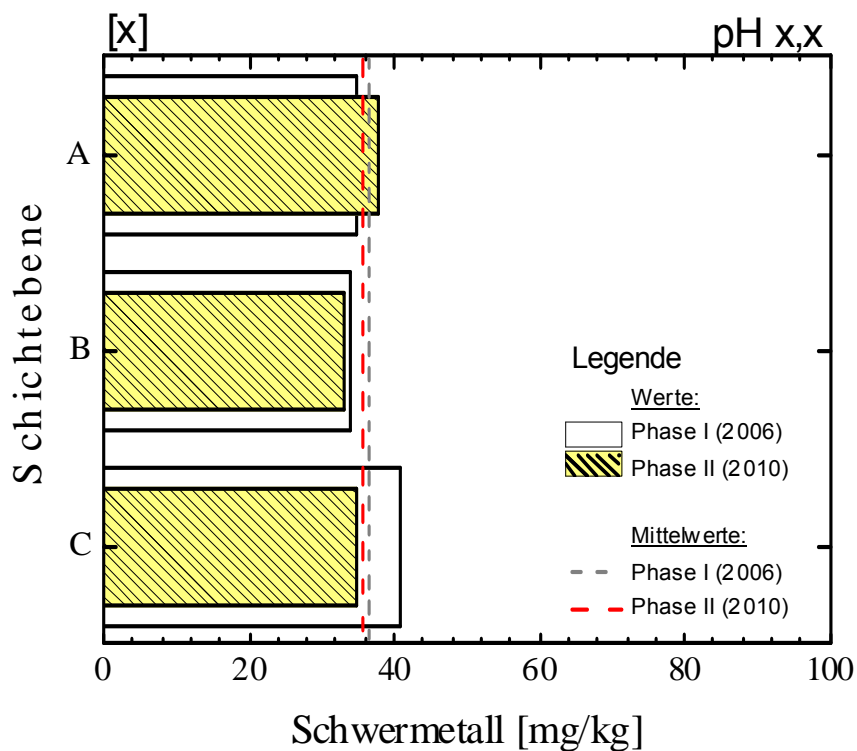


Abbildung 6: Erläuterung der Diagrammbeschriftung für Abbildung 7 bis Abbildung 9

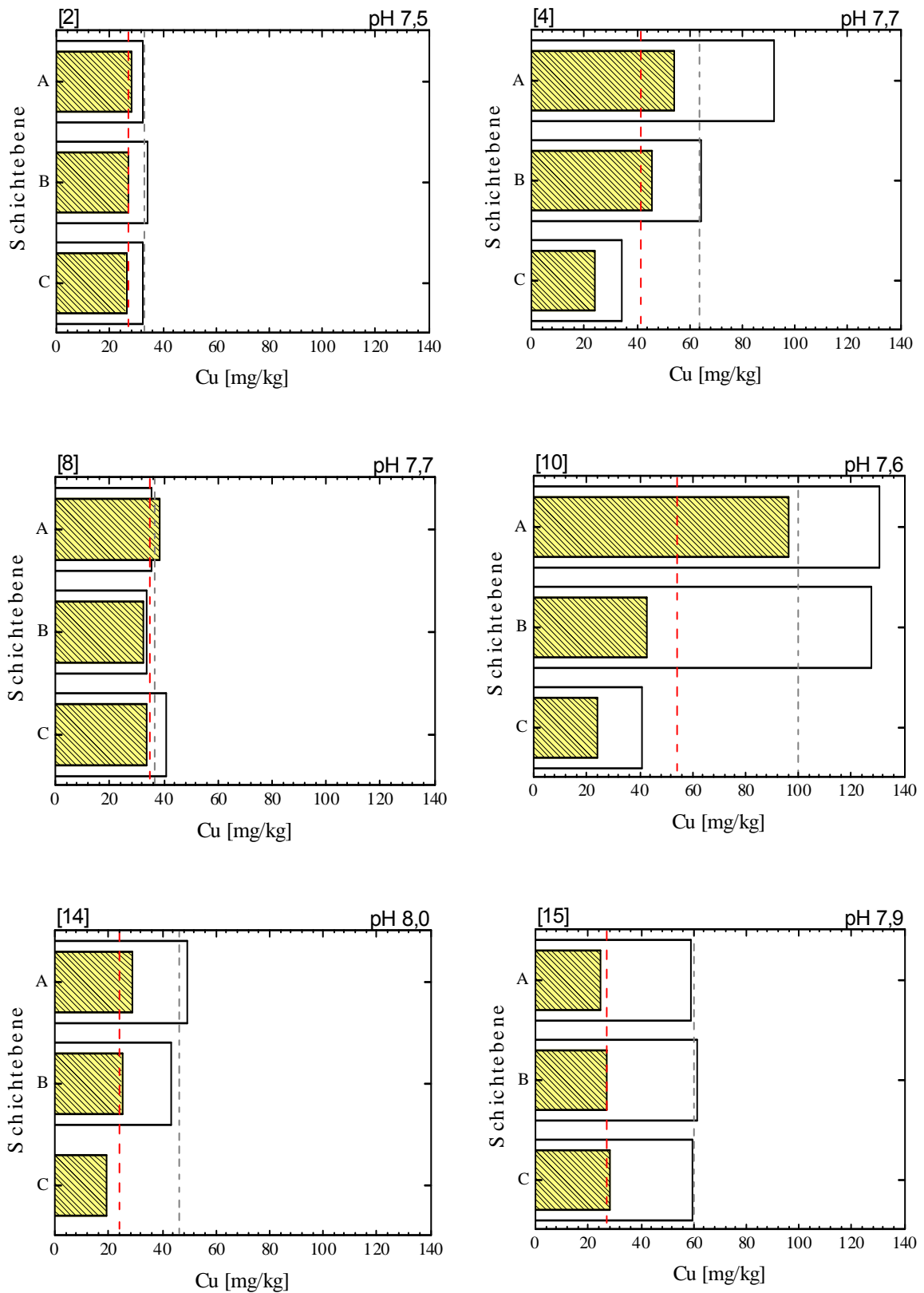


Abbildung 7: Vergleich der Kupferkonzentrationen der Phase II mit Phase I

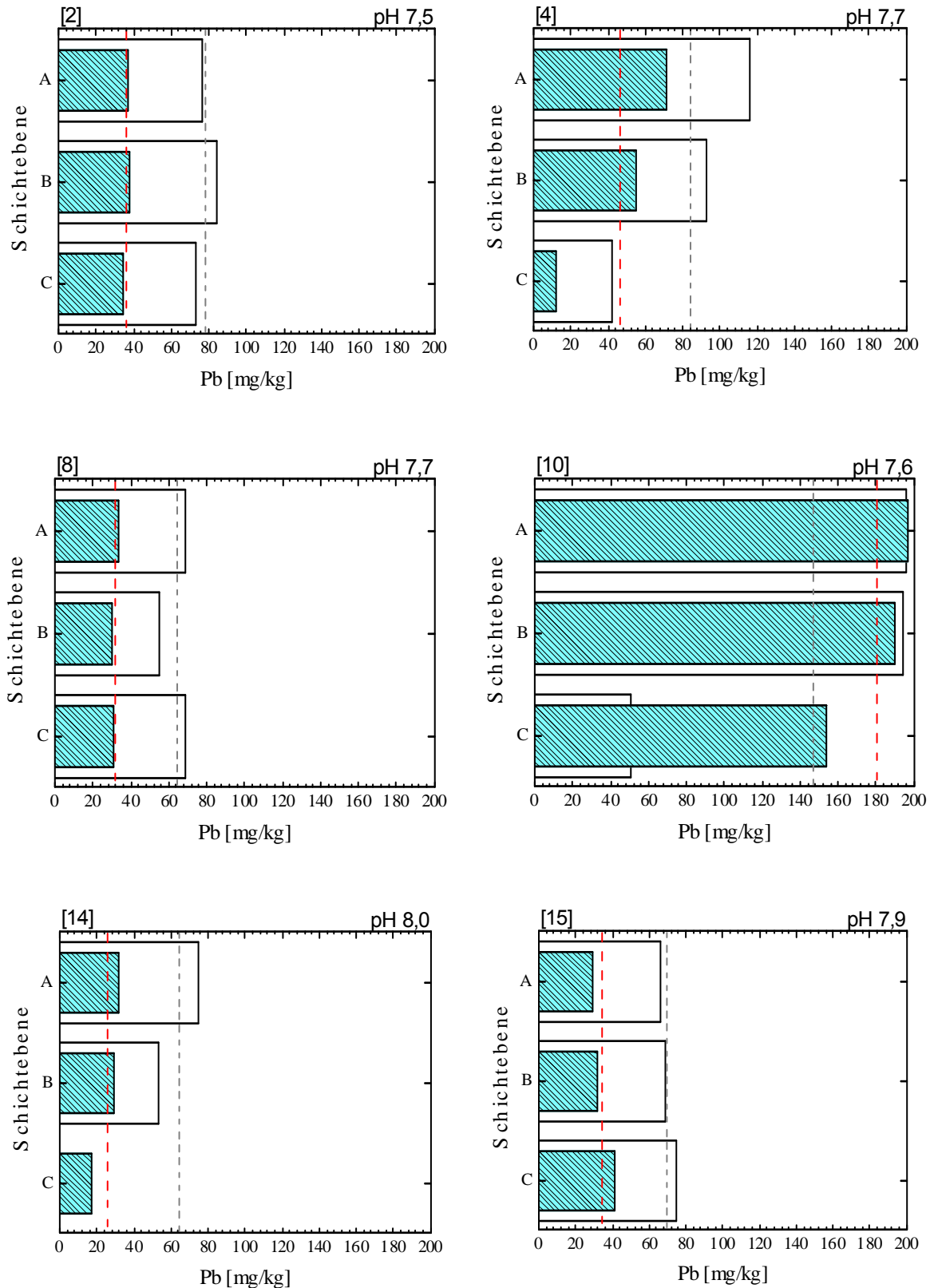


Abbildung 8: Vergleich der Bleikonzentrationen der Phase II mit Phase I

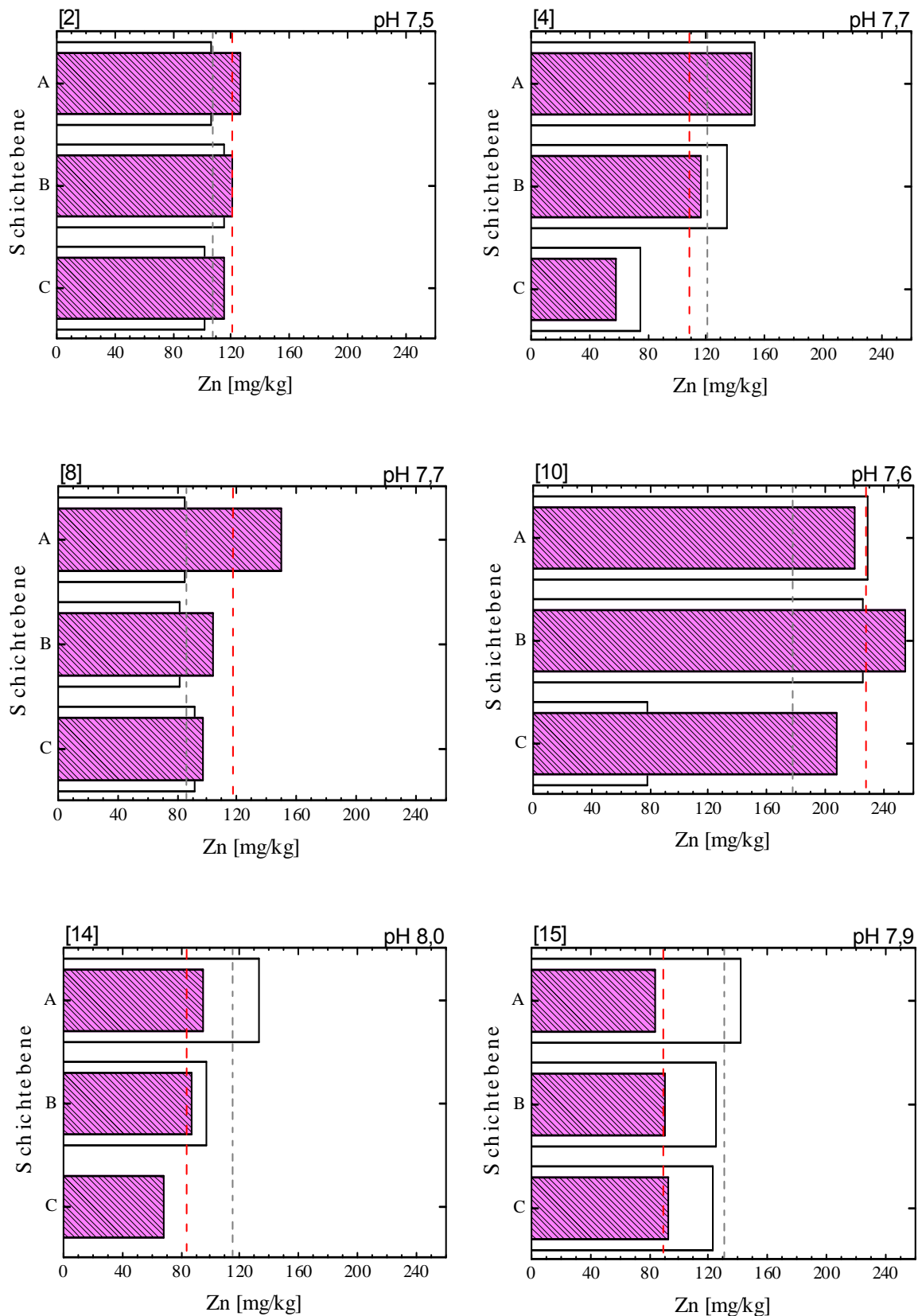


Abbildung 9: Vergleich der Zinkkonzentrationen der Phase II mit Phase I

4.2 AP 2: Bestimmung der Abflusszusammensetzung

4.2.1 Methodik

Für die Fassung und Sammlung des Oberflächenabflusses wurde die in Abbildung 10 dargestellte Anlage hergestellt und am Tiefpunkt der Parkplatzfläche am Standort 16 eingebaut. Um die Beschaffenheit des Oberflächenabflusses nicht zu verändern, sind alle mit dem Oberflächenabfluss in Berührung kommenden Teile in Edelstahl ausgeführt. Das von der Parkplatzfläche zufließende Niederschlagswasser wird über eine Rinne gefasst, die zum Schutz vor groben Feststoffen mit einem Sieb abgedeckt ist. Das gefasste Wasser gelangt über einen gekrümmten Zulauf in einen Sammelbehälter, aus dem der gesammelte Oberflächenabfluss für die Analytik abgezogen werden kann. Der Sammelbehälter weist am oberen Ende Überlaufschlitze auf und ist zusätzlich mit einer Tauchwand versehen, damit im Oberflächenabfluss vorhandenes Öl nicht über die Überlaufschlitze entweichen kann. Übersteigt der Niederschlagsabfluss eines Ereignisses das Fassungsvermögen des Sammelbehälters, so gelangt das überschüssige Wasser über die Überlaufschlitze und einen Schlauch zurück auf die Sickermulde, um dort wie vorgesehen zu versickern.

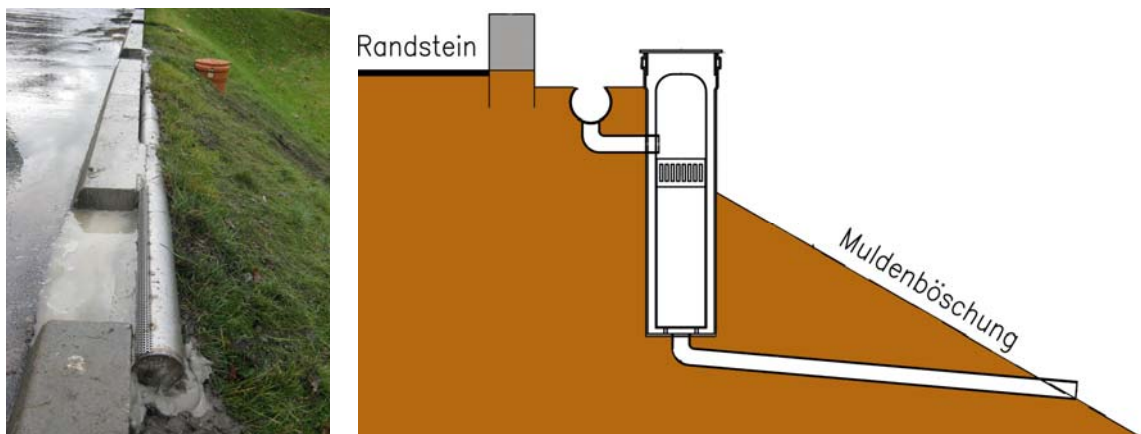


Abbildung 10: Foto und Prinzipskizze der Anlage zur Sammlung des Oberflächenabflusses

Da für die Bilanzierung des Stoffrückhalts von Sickermulden in erster Linie die Schadstofffrachten und weniger die Schadstoffkonzentrationen von Interesse sind, war es für die gegenständliche Studie vollkommen ausreichend, die mittleren Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss der Parkplatzfläche zu kennen. Daher wurde der Sammelbehälter je nach gefallener Niederschlagsmenge etwa einmal die Woche geleert und nach Reinigung wieder eingebaut. Da die Stoffkonzentration im Oberflächenabfluss tendenziell zu Niederschlagsbeginn höher sein sollte als zu Ereignisende, werden durch das Sammelsystem die Stoffkonzentrationen tendenziell überschätzt. Aufgrund der großen Schwankungsbreite und Unsicherheiten, die mit der Beprobung von Niederschlagsabflüssen verbunden sind, ist der durch diese Probenahme verbundene Fehler hinnehmbar. Die Ergebnisse sind ausreichend genau, um eine Bilanzierung hinsichtlich des Stoffrückhaltevermögens der Sickermulde durchführen zu können.

Die Proben wurden durch Zugabe von 1 %iger Salpetersäure (suprapur) konserviert. Vor der Analyse wurden die Proben mit einem Säureaufschluss mit einem Teil 68 %iger Salpetersäure auf vier Teile Probe aufgeschlossen. Der Säureaufschluss basiert auf der DIN EN ISO 15587 (2002), die Proben wurden bei 105°C über 120 min in

geschlossenen PP-Röhrchen erhitzt. Die Schwermetalle wurden wieder mittels Atomabsorptionsspektrometrie mit der Analytik Jena ContrAA700 gemessen (s. Kapitel 4.1.1.3). Die Proben wurden gegebenenfalls mit Graphitrohrtechnik nachgemessen, wodurch sich die Nachweisgrenze auf ca. 1 µg/l verbessert.

4.2.2 Ergebnisse

Tabelle 7: Analyseergebnisse des Oberflächenabflusses von Standort 16

Datum	Cd mg/l	Cr mg/l	Cu mg/l	Ni mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l	pH	AFS g/l
02.04.2010	0,004	0,014	0,078	0,082	0,013	0,312	-	-
09.04.2010	0,006	0,025	0,123	0,087	n.d.	0,390	4	0,070
23.04.2010	0,008	0,011	0,162	0,130	n.d.	0,422	-	-
30.04.2010	0,006	0,011	0,027	0,025	0,006	0,233	-	-
27.05.2010	0,001	0,016	0,117	0,033	0,016	0,645	-	-
02.06.2010	-	-	0,049	0,012	-	0,294	6-6,5	
14.06.2010	-	-	0,028	0,014	-	0,124	6-6,5	0,059
18.06.2010	-	-	0,009	0,004	-	0,076	6-6,5	0,025
30.06.2010	-	-	0,022	0,010	-	0,074	ca. 7	0,007
09.07.2010	-	-	0,109	0,013	-	0,210	ca. 6	-
22.07.2010	-	-	0,117	0,028	-	0,403	-	-
30.07.2010	-	-	-	-	-	-	6,4	0,034
05.08.2010	-	-	0,089	0,012	-	0,498	6,6	0,210
11.08.2010	-	-	0,045	0,003	-	0,269	6,5	-
20.08.2010	-	-	0,026	n.d.	-	0,142	6,9	0,074
13.01.2011	n.d.	n.d.	0,124	0,057	0,059	0,844		
17.01.2011	n.d.	n.d.	0,029	0,034	0,052	0,262		
20.01.2011	n.d.	n.d.	0,140	0,048	0,042	0,840		
18.02.2011	n.d.	n.d.	0,125	0,123	0,044	0,551		
21.02.2011	n.d.	n.d.	0,044	0,049	0,005	0,273		

n.d.: nicht detektiert, der Wert liegt unter der Nachweisgrenze.

Die im Oberflächenabfluss des Standortes 16 gemessenen Konzentrationen von Blei, Cadmium, Kupfer und Zink liegen im Bereich der Werte, die man in der deutschsprachigen Literatur findet (s. Tabelle 1). Die Werte für Blei sind deutlich niedriger als die in Tabelle 1, was vor allem an dem Verbot von Blei in Treibstoffen liegen dürfte. Für Chrom und Nickel gibt es wenige vergleichbare Messungen in der Literatur. Die während des Monitorings gemessene Konzentrationsbandbreite ist in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Konzentrationsbandbreiten im Oberflächenabfluss von Standort 16

	Cd mg/l	Cr mg/l	Cu mg/l	Ni mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l
Minimum	n.d.	n.d.	0,009	n.d.	n.d.	0,074
Mittel	0,002	0,008	0,077	0,040	0,024	0,361
Maximum	0,008	0,025	0,162	0,130	0,059	0,844

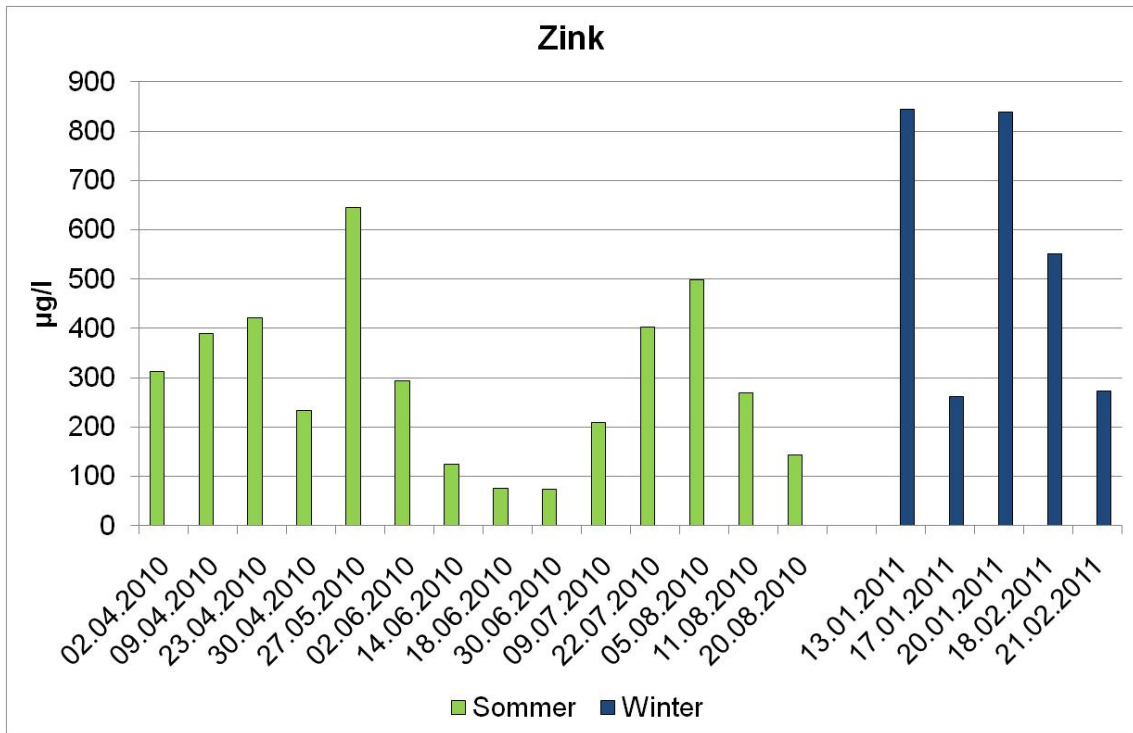


Abbildung 11: Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Zink-Konzentrationen

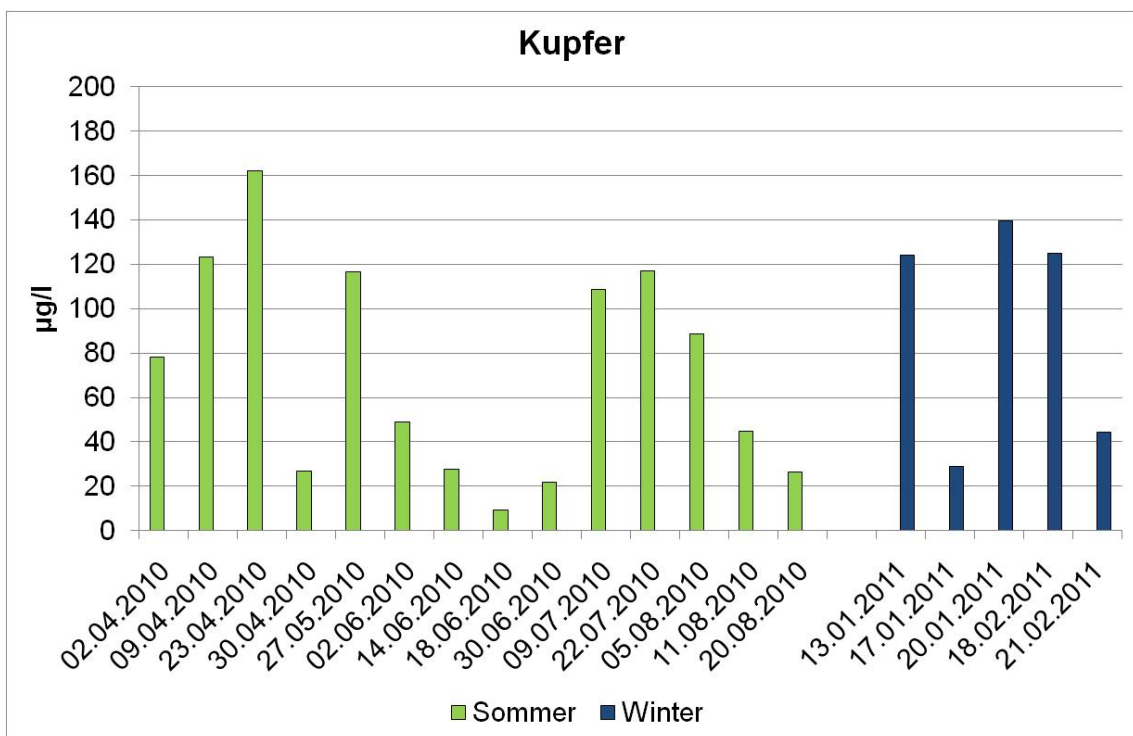


Abbildung 12: Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Kupfer-Konzentrationen

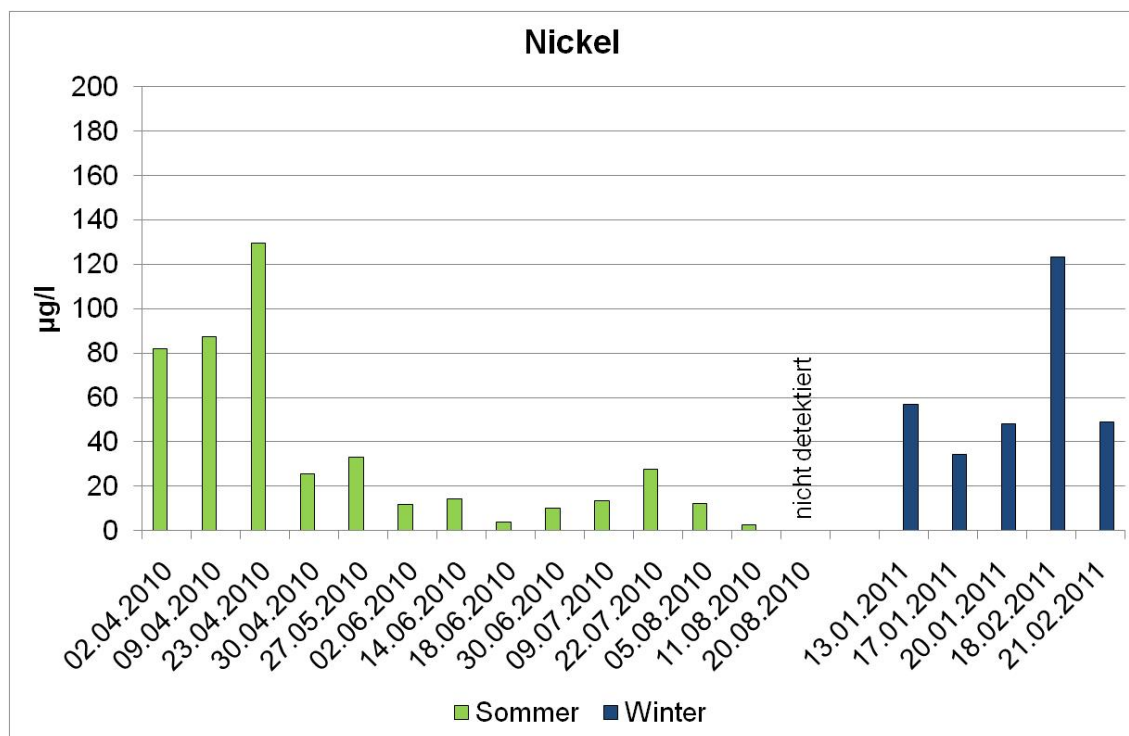


Abbildung 13: Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Nickel-Konzentrationen

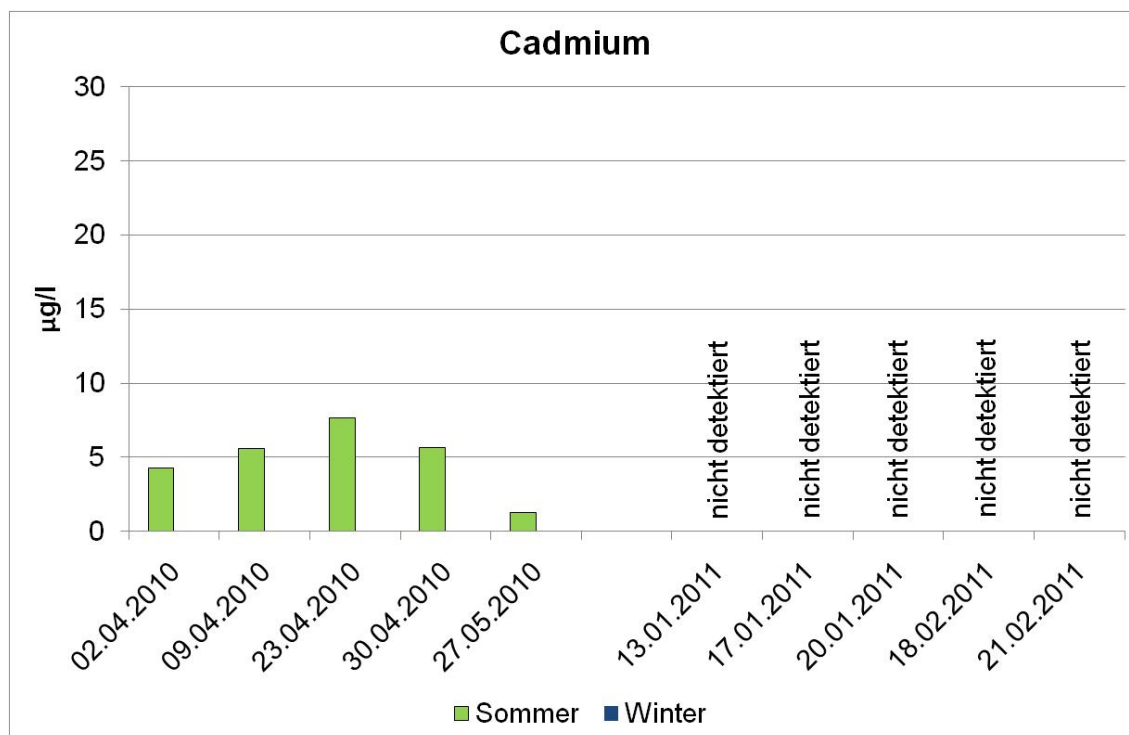


Abbildung 14: Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Cadmium-Konzentrationen

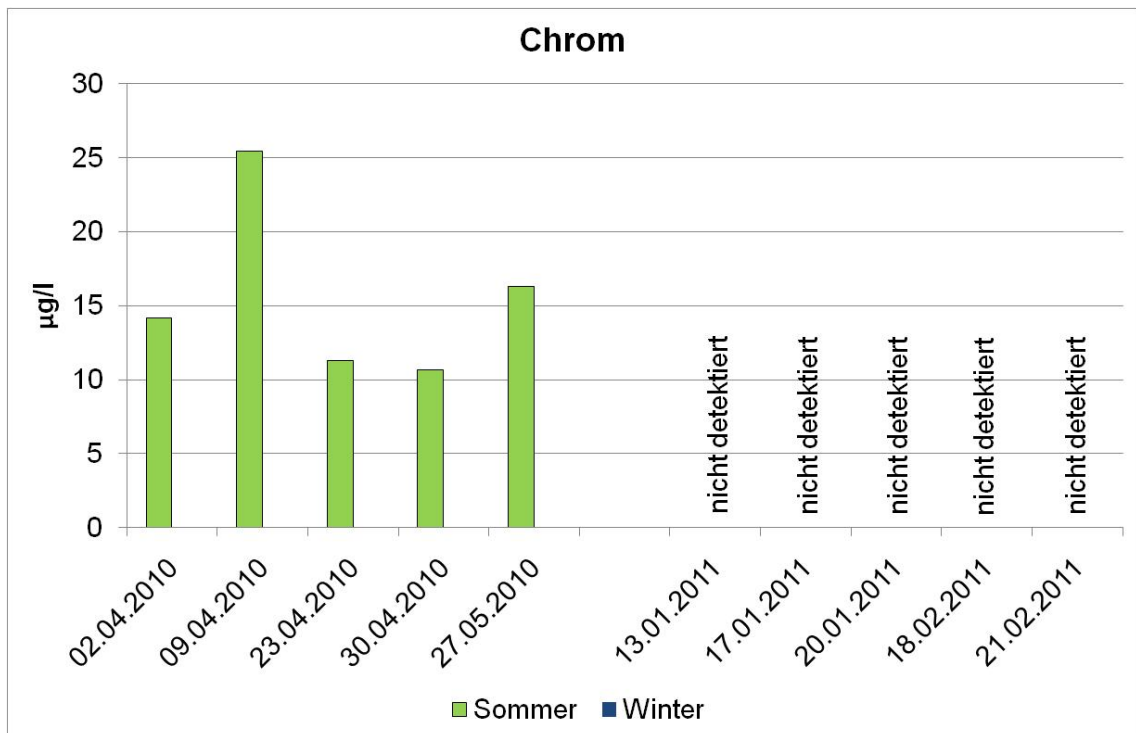


Abbildung 15: Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Chrom-Konzentrationen

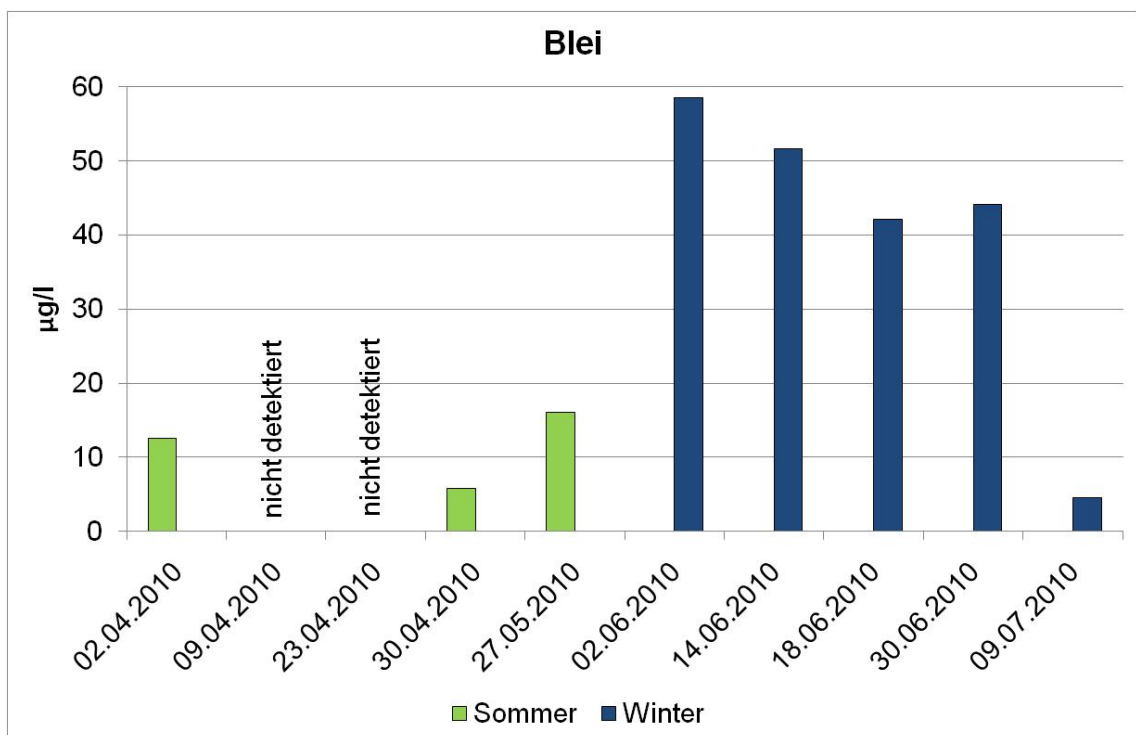


Abbildung 16: Im Oberflächenabfluss von Standort 16 gemessene Blei-Konzentrationen

Um saisonale Effekte beschreiben zu können sind in Tabelle 9 die Konzentrationen separat für die Winter- bzw. Sommermonate ausgewertet worden. Wie schon aus Abbildung 11 bis Abbildung 16 zu ersehen, sind die Mittelwerte in den Wintermonaten für die Zink, Blei und Nickel höher als die der Sommermonate. Das ist insofern plausibel, als durch den Einsatz von Streusalz in den Wintermonaten die Schwermetalle eher löslich sind und dass durch die geringeren Niederschläge die Konzentrationen tendenziell höher sind. Allerdings zeigt die statistische Auswertung in Tabelle 9 auch, dass entgegen der Erwartung für Cadmium und Chrom im Sommer höhere Minima ermittelt wurden als im Winter, und dass sich für Kupfer und Nickel im Winter geringere Minima als im Sommer ergeben. Bei der Beurteilung der Daten muss bedacht werden, dass die hohen Chlorid-Konzentrationen die Schwermetallmessungen stören (betrifft vor allem Cadmium und Chrom mit ihren niedrigen Konzentrationen). Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass die Anzahl der Proben für den Winter gering ist. Daher ist zweifelhaft, dass die gemessenen Unterschiede als signifikant einzustufen sind.

Tabelle 9: Vergleich der Konzentrationen im Oberflächenabfluss Winter und Sommer

	Cd mg/l	Cr mg/l	Cu mg/l	Ni mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l
Mittelwert Sommer	0.005	0.016	0.071	0.032	0.007	0.292
Mittelwert Winter	n.d.	n.d.	0.092	0.062	0.040	0.554
Minimum Sommer	0.001	0.011	0.009	n.d.	n.d.	0.074
Minimum Winter	n.d.	n.d.	0.029	0.034	0.005	0.262
Maximum Sommer	0.008	0.025	0.162	0.130	0.016	0.645
Maximum Winter	n.d.	n.d.	0.140	0.123	0.059	0.844

5 Hydraulische und stoffliche Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb

5.1 AP 3: Feldstudie zur Untersuchung der hydraulischen Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb

5.1.1 Methodik

Für das Forschungsvorhaben wurde eine Sickermulde mit trapezförmigen Querschnitt gewählt, die vor etwa fünf Jahren gebaut wurde. Die Sickermulde dient zur Entwässerung eines Parkplatzes, der von Mitarbeitern und Besuchern der Universität Innsbruck genutzt wird. Die im Feld untersuchte Sickermulde hatte eine Fläche von ca. 180 m² mit einer mittleren Breite von 2 m. An die Sickermulde angeschlossen war eine asphaltierte Fläche von ca. 1600 m² bestehend aus 2 Fahrgassen und 61 Stellplätzen (siehe Abbildung 17). Die versickerungswirksame Fläche betrug somit ca. ein Zehntel der abflussbildenden Fläche. In den Boden der Sickermulde waren Sensoren zur kontinuierlichen Erfassung des Bodenfeuchtegehalts und der Bodentemperatur eingebaut.

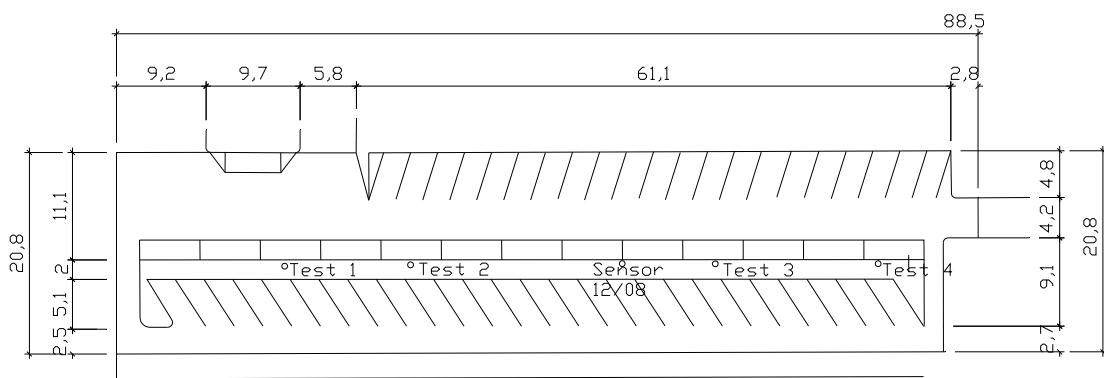


Abbildung 17: Zeichnung der Sickermulde und des Parkplatzes mit den Versuchsstellen

Während des Winters wird ein Teil der Sickermulde als Schneelagerstätte genutzt, da anderweitige Freifläche nicht vorhanden ist.

5.1.1.1 Hydraulische Durchlässigkeit der Sickermulde

Die hydraulische Leistungsfähigkeit hängt hauptsächlich von der Porengrößenverteilung und der Sättigung der Bodenmatrix ab. Da es sich bei den Proben im Labor (s. Kapitel 5.2) um gestörten Boden handelte, war es notwendig, vergleichende Versuche am ungestörten Boden durchzuführen. So konnte sichergestellt werden, dass die Laborversuche repräsentative Ergebnisse liefern. Dazu wurde die zeitabhängige Sickerate der Sickermulde mittels eines Doppelring-Infiltrometers bestimmt. Der Durchmesser des äußeren Ringes betrug 56 cm und der des inneren Ringes 28,5 cm. Beide Ringe waren über eine Traverse miteinander verbunden, die sicherstellen sollte, dass die Ringe konzentrisch in den Boden gerammt wurden (s. Abbildung 18). Die Versuchs-

durchführung erfolgte nach DIN 19682-7 (2006). Um die horizontale Infiltration so weit wie möglich zu minimieren, war der äußere Ring mit Wasser gefüllt. Nach dem Füllen des inneren Ringes mit Wasser wurde der Versuch gestartet, indem die Wasserspiegellage so lange regelmäßig gemessen wurde, bis sich diese nicht mehr änderte. Aufgrund der naturbedingt hohen räumlichen Heterogenität von Böden und den damit verbundenen physikalischen Eigenschaften wurde die Sickerrate an drei verschiedenen Orten im Tiefpunkt der Sickermulde durchgeführt.



Abbildung 18: Bestimmung des k_f -Wertes mittels Doppelring-Infiltrometer

5.1.1.2 Online Erfassung von Bodentemperatur und Bodenfeuchtegehalt

Bodentemperatur und Bodenfeuchtegehalt wurden während der Zeit vom 19.12.2008 zum 15.4.2009 und vom 13.11.2009 bis 26.11.2010 kontinuierlich gemessen, um die Laborversuche einordnen zu können. Abbildung 19 zeigt die Standorte der Messeinrichtungen für die beiden Zeiträume. Da die Messsonden im ungestörten Boden eingebaut sein müssen, wurden für die beiden Zeiträume unterschiedliche Stellen ausgewählt. Die Stelle für die Zeit vom 13.11.2009 bis 26.11.2010 wurde so gewählt, dass der Datenlogger oberhalb der Schneedecke an einem nahegelegenen Baum befestigt werden konnte, um die empfindliche Elektronik vor eindringender Feuchtigkeit zu schützen und den Datenlogger auch zwischenzeitlich auslesen zu können.



Abbildung 19: Lage der Messstellen für Bodentemperatur und Bodenfeuchte (Quelle tiris).

Als Datenlogger wurde das Model EM50 der Firma Decagon genutzt, an den drei Bodenfeuchtesonden vom Typ EC-20 und eine Temperatursonde angeschlossen waren. Für die Erfassung der Bodentemperatur wurden zusätzlich iButtons vom Typ DS1921G der Firma Maxim Integrated Products (Dallas USA) eingesetzt. Die Bodenfeuchtesonden waren in drei unterschiedlichen Tiefen im ungestörten Boden der Sickermulde eingebaut, nämlich 10 cm, 20 cm und 30 cm unterhalb der Geländeoberkante am Tiefpunkt der Sickermulde. Die maximale Tiefe entsprach der Filterschichtdicke nach ÖNORM B 2506-1 (2000). Abbildung 20 zeigt exemplarisch den lagenweisen Einbau der Temperatur- und Feuchtesensoren. Der Feuchtesensor wurde in seiner endgültigen Lage rechts in den ungestörten Boden hineingeschoben. Die für den Einbau der Bodenfeuchtesonden in dem ungestörten Boden erforderliche Grube wurde zum Einbau der Bodentemperatursonden in den entsprechenden Höhenlagen genutzt und anschließend wieder mit dem Bodenmaterial verfüllt. In jeder Höhenlage wurden drei Bodentemperatursonden eingebaut.



Abbildung 20: Einbau der Sensoren Winter 2008/2009 (16.12.2008)

5.1.1.3 Bodeneigenschaften

Die Filterschicht der Sickermulde hatte entsprechend der ÖNORM B 2506-1 (2000) eine Stärke von 30 cm. Vor der Entnahme des Bodens wurde dessen Schüttdichte nach DIN 18125-2 (1999) mittels eines eingetriebenen Zylinders mit einem definierten Volumen bestimmt. Die Schüttdichte wird benötigt, um die Einbaudichte in den Laborversuchen auf die Feldbedingungen abzustimmen. Die Schüttdichte ist insofern von Bedeutung als diese die hydraulische Leistungsfähigkeit stark beeinflusst.

Die Korngrößenverteilung des Bodens wurde nach DIN 18123 (1996) mittels einer kombinierten Sieb- und Schlämmanalyse bestimmt. Die Maschenweite der benutzten Siebe war 6,3 mm, 4 mm, 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm und 0,063 mm. Aus der Fraktion mit einer äquivalenten Korngröße kleiner als 0,125 mm wurde anschließend eine Bodensuspension hergestellt, die Suspension durch Schütteln homogenisiert und danach die Dichte der sich überlassenen Suspension mit einem Aräometer zu festgelegten Zeitpunkten abgelesen. Aus der Dichte der Suspension und der Eintauchtiefe des Aräometers kann basierend auf dem Stoke'schen Gesetz die Korngröße berechnet werden. Das Aräometer wurde nach 1, 2, 5, 15, 45 Minuten sowie nach 2, 6 und 24 Stunden nach dem der Sedimentationsbeginn abgelesen. Da die Dichte und Viskosität des Wassers temperaturabhängig ist, wurde zu den genannten Zeitpunkten ebenfalls die Temperatur der Suspension erfasst.

Der Organikgehalt des Bodens wurde durch Trocknen in einem Muffelofen bei 550°C bestimmt. Der Boden wurde solange getrocknet, bis sich dessen Gewicht nicht weiter änderte. Der Glühverlust ist nach DIN 18128 (2002) definiert als das Massenverhältnis von im Muffelofen getrockneter Probe zu ofengetrockneter Probe.

5.1.2 Ergebnisse

5.1.2.1 Charakteristische Eigenschaften des Bodens

Die Korngrößenverteilung des Bodens wurde untersucht. Der Massenanteil der Bodenpartikel kleiner 2 mm betrug mehr als 60 %. Entsprechend ist der Hauptbestandteil des Bodens der Sandfraktion zuzuordnen. Aufgrund des relevanten Anteils mit einem äquivalenten Korndurchmesser von weniger als 0,63 mm handelt es sich bei dem Boden nach DIN 18196 (2006) um einen lehmigen Sand mit einer intermittierenden Korngrößenverteilung. Die Korngrößenverteilung des Bodens ist in Abbildung 32 dargestellt.

Die Doppelring-Infiltrationsversuche dienten dazu, über einen Bezugswert hinsichtlich der hydraulischen Durchlässigkeit des ungestörten Bodens zu verfügen. Die mit dem Doppelring-Infiltrationsmeter ermittelte Sickerrate ist in Abbildung 21 dargestellt. Die hydraulische Durchlässigkeit des wassergesättigten Bodens variierte je nach Standort zwischen $6,9 \cdot 10^{-7}$ m/s und $1,0 \cdot 10^{-6}$ m/s. Die drei Versuche führten somit zu einer annähernd gleich hohen hydraulischen Durchlässigkeit.

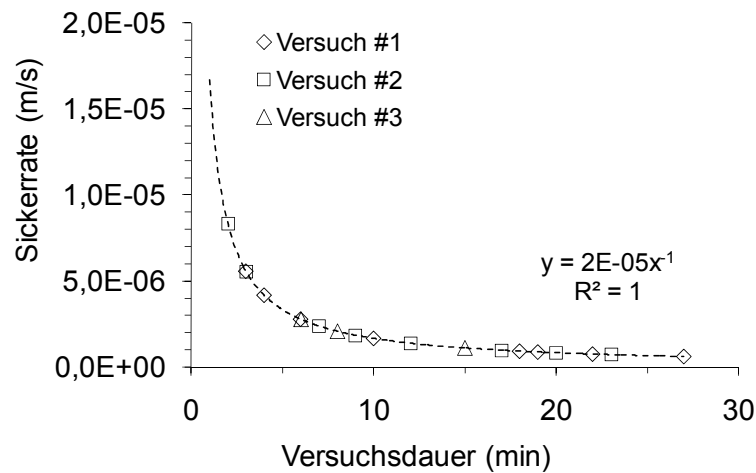


Abbildung 21: Mittels Doppelring-Infiltrometer ermittelte Sickerrate

Während des Winterbetriebs wurde ein Teil der Sickermulde zur Lagerung des von den Fahrgassen und Stellplätzen geräumten Schnees genutzt (s. Abbildung 22). Nach dem Winter war die als Lagerplatz genutzte Fläche der Sickermulde mit feinen Sedimenten von dunkler Farbe bedeckt. Aufgrund dieser visuellen Besonderheit wurde diese Teilfläche auch mit dem Doppelring-Infiltrometer untersucht.



23.01.2009



16.03.2009

Abbildung 22: Schneedeponierung in der untersuchten Mulde

5.1.2.1.1 Messung von Bodenfeucht und -temperatur

In der Versickerungsmulde wurde Temperatur und Feuchte gemessen. Im Winter 2008/2009 wurden zusätzliche Temperaurlogger, sogenannte iButtons, in verschiedenen Tiefen der Mulde installiert. Die gesammelten Daten der Bodentemperatur sind zusammen mit der Lufttemperatur (Station Hall, Hydrographischen Dienst des Landes Tirol) in Abbildung 23 dargestellt. In dem Beobachtungszeitraum Winter 2008/2009 gab es nur 12 Tage mit einer Lufttemperatur von weniger als 0°C über den ganzen Tag. An

ARBEITSBEREICH UMWELTTECHNIK
INSTITUT FÜR INFRASTRUKTUR
 baufakultät universität innsbruck

44 Tagen unterschreitet die Nachttemperatur die 0°C-Grenze. Damit sich die Bodentemperatur 10 cm unterhalb der Geländeoberkante von 0°C auf Werte unterhalb von 0°C änderte, brauchte es eine Woche mit Lufttemperaturen unter 0°C. Mitte Januar blieb die Bodentemperatur unter 0°C trotz Tageshöchstwerten der Lufttemperatur von über 0°C. Ganz ähnlich führte die geringe Lufttemperatur am 5. Januar von -10,9°C nicht zu einem Temperaturabfall im Boden in 10 cm Tiefe. In 20 cm Tiefe betrug die geringste gemessene Bodentemperatur 0°C. Diese Temperatur gab es im Messzeitraum an 11 Tagen. Die Bodentemperatur 10 cm und 20 cm unterhalb der Geländeoberkante unterschied sich um -2,3°C bis +1,3°C. Die Temperaturdifferenz von -2,3°C hängt damit zusammen, dass die oberflächennahe Schicht (10 cm unterhalb der Geländeoberkante) durch die relativ hohe Lufttemperatur erwärmt wurde. Die Temperaturunterschiede der beiden darunter liegenden Schichten (20 cm und 30 cm Tiefe) fallen mit -0,75°C und +0,5°C wesentlich geringer aus. In 30 cm Tiefe war die geringste Bodentemperatur mit 0°C nur an vier Tagen zu beobachten.

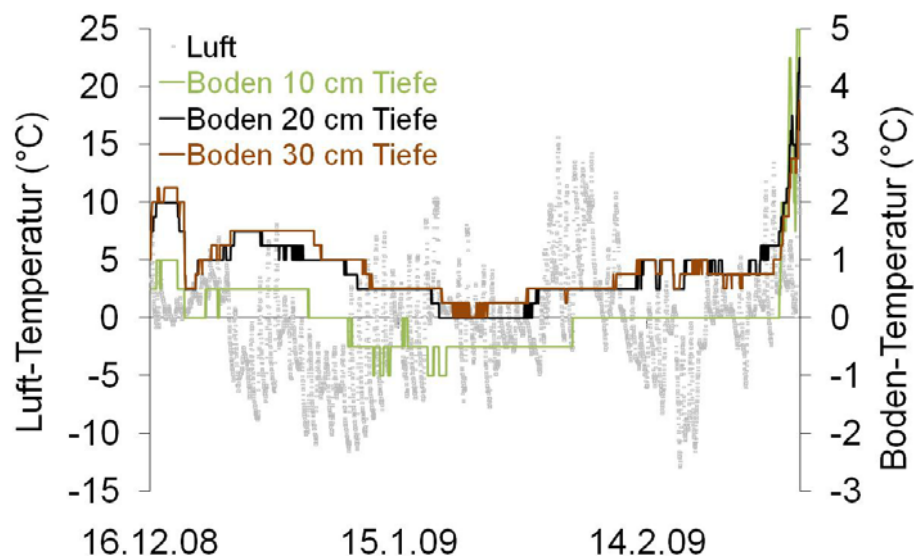


Abbildung 23: Plot der Temperaturdaten 12/2008-04/2009.

Im Winter 2009/2010 war die niedrigste Temperatur im Boden in 30 cm Tiefe sogar +4,5°C (s. Abbildung 24). Grundsätzlich belegen die Messdaten die absorbierende Wirkung des Bodens hinsichtlich des Übergangs von Luft- zu Bodentemperatur. Ein grundsätzliches Ergebnis der Messungen ist es, dass der Boden bereits in 10 cm Tiefe nicht mehr gefroren ist.

Die Daten der iButtons des Winters 2010/2011 konnten nicht ausgelesen werden, da diese defekt sind. Deshalb liegen für diesen Winter nur die Daten des Decagon ECH2O vor. Die Bodentemperatur der Mulde in 30 cm Tiefe folgt verzögert der an der Mulde gemessenen Lufttemperatur. Ein Vergleich mit Niederschlagsdaten (Station Inzing, Messung des Arbeitsbereichs Umwelttechnik) zeigt, dass der Niederschlag einen wesentlich stärkeren Einfluss auf die Bodentemperatur hat. An regenreichen Tagen fällt die Bodentemperatur signifikant. Im Winter sind die Einbrüche in der Bodentemperatur zu sehen, wenn Niederschlag bei bzw. vor Lufttemperaturen über 0°C auftritt, d.h. also höchstwahrscheinlich Schnee schmilzt.

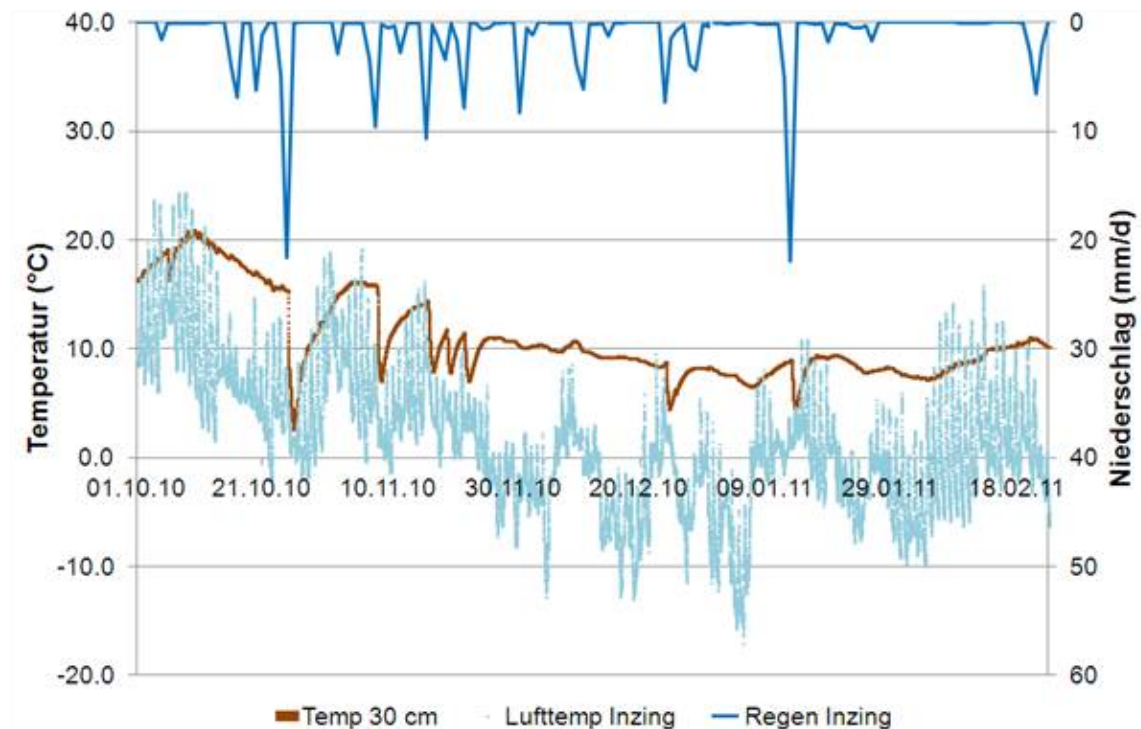


Abbildung 24: Zusammenhang von Bodentemperatur (in 30 cm Tiefe) mit Lufttemperatur und Niederschlag (Station Inzing) (09/2010-02/2011)

Aus Abbildung 25 ist ersichtlich, dass der maximale Bodenfeuchtegehalt ca. 45 % betrug. Darüber hinaus zeigen die Aufzeichnungen, dass die oberflächennahe Schicht in 10 cm Tiefe wesentlich stärker durch Trocknungsprozesse und Vernässungen gekennzeichnet ist als die darunter liegenden Bodenschichten. In der Trockenperiode bis zum ersten Niederschlagsereignis am 18. Januar 2009 wies der Boden in 20 cm Tiefe geringere Bodenfeuchtegehalte auf als der darunter liegende Boden in 30 cm Tiefe, obwohl zu Beginn der Messungen der Feuchtegehalt in 20 cm Tiefe höher war. Die Messsonde in der obersten Bodenschicht lieferte messprinzipbedingt für die Zeit vom 9. bis zum 18. Januar 2009 keine Daten, da die Sonden nur bei Bodentemperaturen oberhalb von 0°C zuverlässig arbeiten. Das Niederschlagsereignis am 18. Januar 2009 wirkte sich zunächst in den oberflächennahen Schichten aus, so dass der Bodenfeuchtegehalt in den oberflächennahen Schichten höher als in den tieferen Schichten ist. Anschließend verlagerte sich die Feuchtigkeit durch Infiltrationsprozesse in die tieferen Schichten. Der gleiche Effekt lässt sich beim Niederschlagsereignis vom 17. Februar 2009 und an den darauffolgenden Tagen beobachten. Mit zunehmender Lufttemperatur zu Beginn des Aprils nimmt der Bodenfeuchtegehalt in allen drei Bodenschichten ab und liegt zwischen 10 % und 16 %. Insgesamt bleibt festzuhalten, dass Trocknen und Benetzen umso gedämpfter sind, je länger die Durchlaufzeit ist.

Bei den Messungen traten Probleme auf, die zu Datenlücken führten. Die Datenlücken vom 19.1. bis 9.2.2009 entstand durch in den Datenlogger eingedrungene Feuchtigkeit, die zwischen dem 6.3.-25.3.2009 dadurch, dass es nicht möglich war, die Daten vom Logger auszulesen.

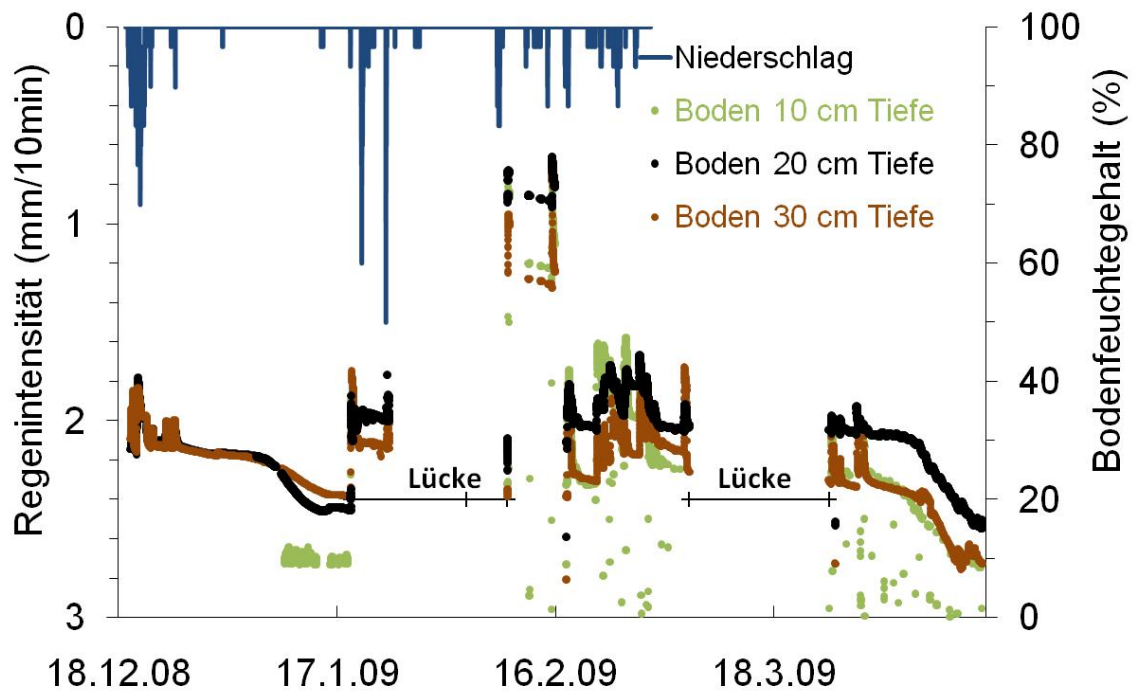


Abbildung 25: Verlauf von Niederschlag und Bodenfeuchtegehalt Winter 2008/2009 (12/2008-bis 04/2009).

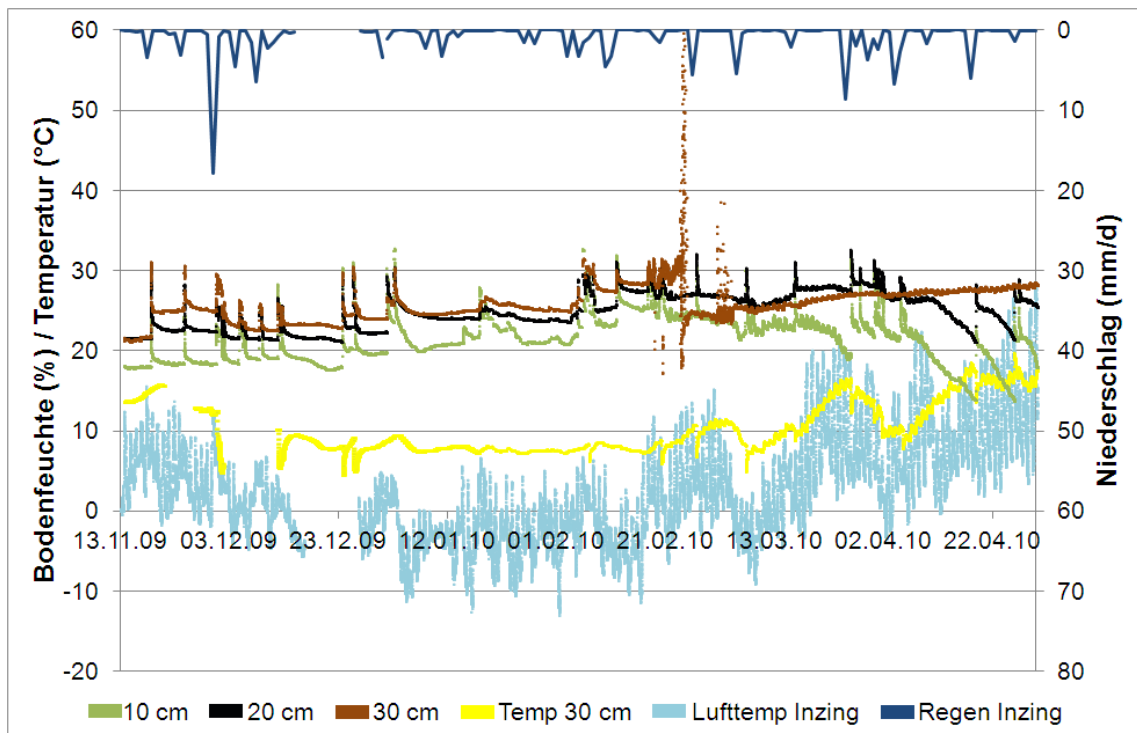


Abbildung 26: Bodenparameter und Wetter (Inzing) Winter 2009/2010 (11/2009 bis 04/2010)

Im Winter 2009/2010 (Abbildung 26) und Winter 2010/2011 (Abbildung 27) wurde an einem neuen Standort gemessen. Wie auch in den Daten des ersten Winters ist die der

Boden bei 20 cm meist feuchter als bei 10 cm. Man kann sehen, dass diese Schicht am unmittelbarsten vom Wetter beeinflusst wird. Bei feuchten Bedingungen (Niederschlag, Schneeschmelze) ist die oberste Schicht nasser als die darunterliegenden, sie trocknet jedoch auch früher und stärker ab bei trockenem Wetter. Das Verhalten in der tiefsten Bodenschicht hingegen unterscheidet sich deutlich vom anderen Standort, die Daten zeigen im Gegensatz zum Winter 2008/2009, dass die tiefste Bodenschicht trockener ist als die darüber liegende. Im Winter 2009/2010 und Winter 2010/2011 zeigen die Daten der Messsonde in 30 cm Tiefe in beiden Wintern Perioden mit starker Streuung und insgesamt ist hier der Boden in 30 cm wesentlich feuchter als in den darüber liegenden Bereichen. Es wäre vorstellbar, dass der unter der Mulde liegende Boden in dem Bereich der neuen Messstelle schlecht durchlässig ist (Abbildung 27 zeigt, dass in diesem Bereich bei dem dokumentierten Starkregenereignis viel Wasser steht).

Im Winter 2009/2010 gibt es wieder eine Datenlücke (26.02. bis 17.03.2010), da wieder Probleme mit dem Auslesen des Datenloggers auftraten.

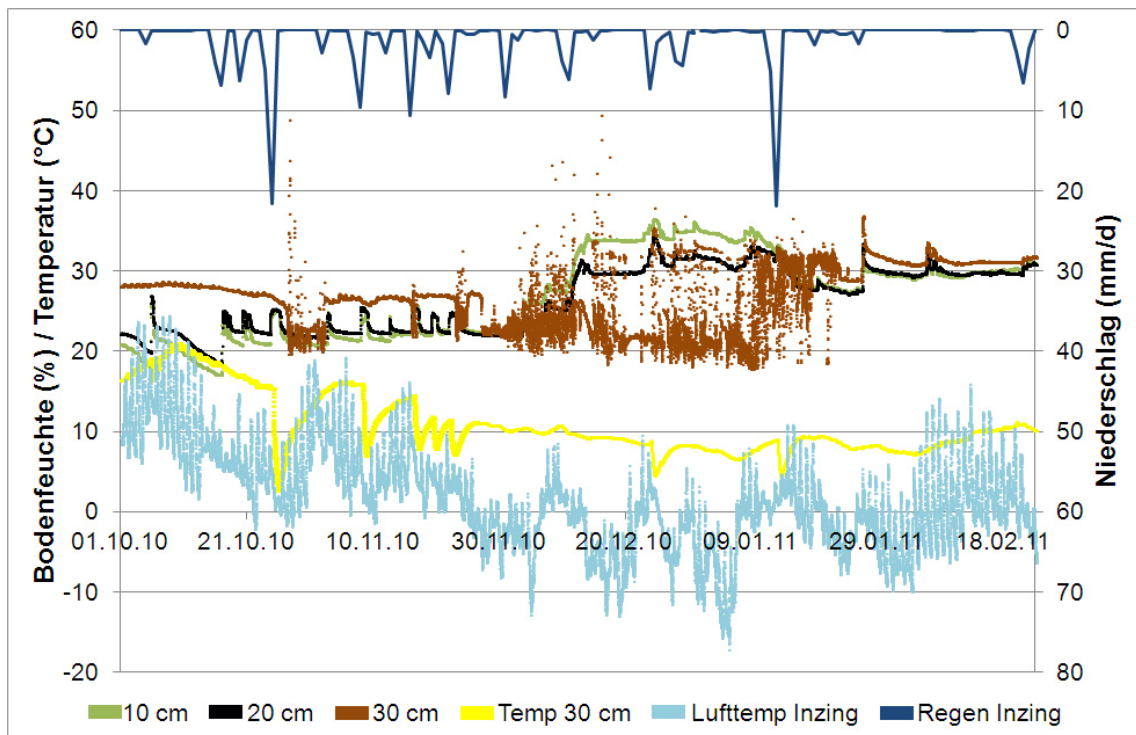
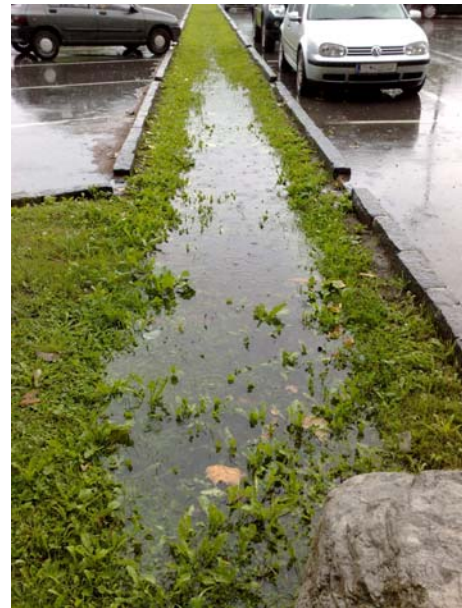


Abbildung 27: Bodenparameter und Wetter (Inzing) Winter 2010/2011 (09/2010 bis 02/2011)

Zusätzlich zu den Messungen wurde der Zustand der Mulde im Winter 2008/2009 täglich wochentags dokumentiert (Beispiele s. Abbildung 28 bis Abbildung 30). Während dieser Zeit hat die Mulde immer ihre Funktion des Wasserrückhalts erfüllt. Auch an den Tagen, wo es auf den gefrorenen Boden mit massiver Eisschicht (s. Abbildung 29 links) regnete und schneite, reichte das Volumen der Mulde, um den Niederschlag zu speichern (s. Abbildung 29 rechts).



06.04.2009



18.07.2011

Abbildung 28: links: Mulde, rechts: vorübergehende Speicherung bei Starkregenereignissen



19.01.2009



20.01.2009

Abbildung 29: Geschlossene Eisdecke



17.02.2009



10.03.2009

Abbildung 30: links: Schneespeicherung, rechts: Rückstände durch Nutzung als Schneelagerstätte

5.2 AP 4 - Laborversuche zur Untersuchung Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb, Teil 1: Hydraulische Leistungsfähigkeit

5.2.1 Methodik

Die hydraulische Leistungsfähigkeit von Sickermulden unter Winterbedingungen wurde aufgrund von Reproduzierbarkeit und Durchführbarkeit in Laborversuchen bestimmt. Um der Zielsetzung gerecht zu werden, wurden bei den Laborversuchen Bodentemperatur und anfänglicher Bodenfeuchtegehalt variiert. Die Laborversuche wurden in einer Klimakammer durchgeführt, so dass die Lufttemperatur zur Simulation der Winterbedingungen genau eingestellt werden konnte. Wie aus vorhergehenden Studien bekannt, bestimmen diese beiden Parameter das Infiltrationsverhalten von Böden am stärksten. Tabelle 10 gibt eine Übersicht über die durchgeführten Laborversuche. Die Versuche wurden bei Raumtemperatur und bei +5°C in einer begehbaren Klimakammer durchgeführt. Die minimale Temperatur der begehbaren Klimakammer war durch das eingebaute Klimaaggregat mit +5°C vorgegeben. Aufgrund der intrinsischen Heterogenität von Böden und der damit verbundenen hohen Variabilität hinsichtlich der physikalischen Eigenschaften wurden alle Versuche sechs Mal ausgeführt, um die Unsicherheiten der Versuchsergebnisse zu reduzieren.

Tabelle 10: Übersicht der Laborversuche zur Beurteilung der hydraulischen Leistungsfähigkeit

Bodentemperatur	Anfangsbodenfeuchtegehalt				
	0 %	5 %	10 %	20 %	30 %
-5°C (tauend)		X	X	X	
0°C (konstant)		X	X	X	
+5°C (konstant)		X	X	X	X
+20°C (konstant)	X		X		

Um überprüfen zu können, ob die reale Bodentemperatur im Versuch mit der aus Tabelle 10 vorgesehenen übereinstimmt, wurde die Bodentemperatur in jedem Versuch mit einer Temperatursonde erfasst. Die Temperatursonde befand sich auf halber Höhe in der Mitte der Bodensäule. Die Temperatursonde war an den Datenlogger EM50 der Firma Decagon Devices Inc. (Pullman, USA) angeschlossen.

Die hydraulische Leistungsfähigkeit wurde mittels Kunststoffsäulen untersucht, in die der Boden eingebaut war. Der Boden für die Laborversuche wurde der Filterschicht der im Feld untersuchten Sickermulde entnommen (s. Kapitel 5.1). Zur Vorbereitung des Bodens für die Säulenversuche und zur Bestimmung des anfänglichen Wassergehalts wurde der Boden bis zur Gewichtskonstanz bei 105°C getrocknet. Die Bestimmung des Wassergehalts erfolgte nach DIN 18121-1 (1998). Die Fähigkeit des Bodens, Wasser aufzunehmen, kann über den Massenvergleich von wassergesättigtem Boden und getrockneten Boden ausgedrückt werden. Dazu wurde dem getrockneten Boden 100 ml demineralisiertes Wasser zugegeben. Um sicherzustellen, dass alle Bodenpartikel mit dem Wasser in Kontakt kamen, wurde die Suspension bestehend aus Boden und demineralisiertem Wasser mit einem Spatel durchmischt. Nach 20 Minuten wurde die Suspension filtriert, um das überschüssige Wasser vom Boden zu trennen.

Die Säulen bestanden aus durchsichtigem Kunststoff, um die Infiltrationsvorgänge beobachten zu können. Der Aufbau der Versuchssäulen geht aus Abbildung 31 hervor. In die inneren Kunststoffsäule wurde der Boden eingebaut, während der äußere Ring der Aufnahme von Eiswürfeln diente, mit denen die Temperatur der Bodensäule auf 0°C eingestellt wurde.

Radiale Öffnungen im Boden der Versuchssäule dienten zur nahezu flächigen Entwässerung des Bodens. Das ablaufende Wasser wurde in einem Messzylinder aufgefangen. Um den Einfluss des Meniskuseffektes beim Ablesen zu minimieren, wurde das aufgefangene Wasser zusätzlich kontinuierlich gravimetrisch ermittelt.

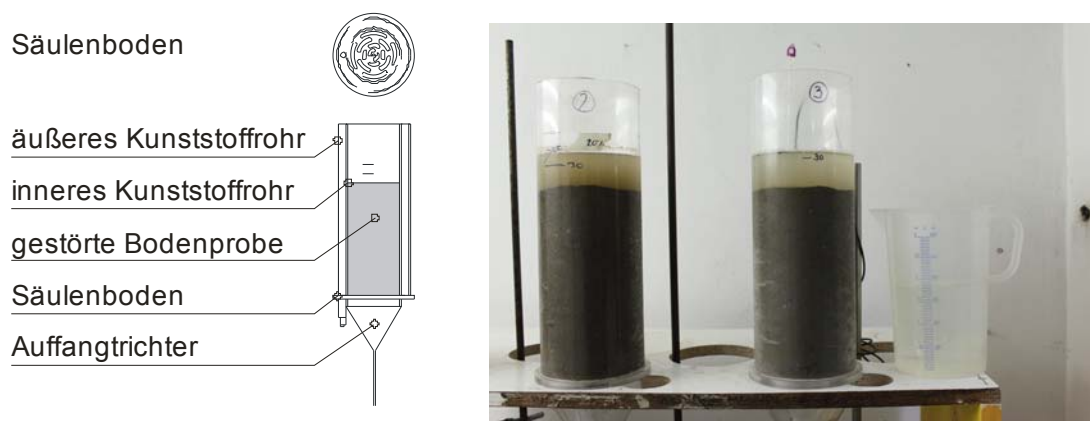


Abbildung 31: Längsschnitt durch die Versuchssäule (links) und Bodensäule während des Versuchs (rechts)

Vor dem Einbau des Bodens in die Versuchssäule wurde die nicht repräsentative Kiesfraktion aussortiert, da das Belassen einzelner Kieskörper im Boden dem Ziel von reproduzierbaren Ergebnissen entgegenstehen würde. Der Boden wurde bis zur Gewichtskonstanz bei 60°C getrocknet. Zwar reicht diese Temperatur nicht aus, um das gesamte physikalisch gebundene Wasser aus dem Boden herauszuholen, allerdings ergab sich diese Temperatur aufgrund von Vorversuchen. Höhere Trocknungstemperaturen waren in den Vorversuchen mit einer deutlich geringeren hydraulischen Leistungsfähigkeit des Bodens verbunden, was mit großer Wahrscheinlichkeit auf eine Veränderung der organischen Anteile im Boden durch die Trocknung zurückzuführen ist (s. Kapitel 5.2.2.1).

Zur Einstellung des Anfangsfeuchtegehalts wurde dem Boden Wasser zugegeben und das Boden-Wasser-Gemisch gründlich durchmischt. Um eine vollständige Aufnahme des zugegebenen Wassers zu gewährleisten, wurde das Boden-Wasser-Gemisch über Nacht in einem geschlossenen Behälter aufbewahrt. Der so vorbereitete Boden wurde in die Versuchssäule in Lagen von 5 cm eingebaut. Um die gleiche Lagerdichte wie im Feld zu erreichen, wurde jede Lage mit einem Proctor-Hammer verdichtet. In Vorversuchen wurde der Proctor-Hammer aus einer Fallhöhe von 15 cm auf den Boden fallen gelassen. Da diese Fallhöhe zu einer zu hohen Verdichtung des Bodens führte, wurde die Fallhöhe in den finalen Versuchen auf 7,5 cm reduziert. Die Schlagzahl war 7, mit 6 Schlägen am Rand der Bodensäule und einem Schlag in der Säulenmitte. Um den Transport von Feinstmaterial mit dem Sickerwasser und letztendlich den Austrag durch

die bodenseitige Öffnung soweit wie möglich zu reduzieren, waren die einzelnen Schichten mit einem feinmaschigen Kunststoffnetz voneinander getrennt. Die Maschenweite des Kunststoffnetzes war groß genug, um die hydraulische Eigenschaft des Bodens nicht zu beeinflussen. Die gesamte Bodensäule betrug 30 cm.

Erste Infiltrationsversuche erfolgten bei Raumtemperatur (+20°C). Diese Versuche dienten dazu, die Versuchsdurchführung zu optimieren und das Bezugsniveau hinsichtlich der maximalen Sickerate festzulegen. Das auf die Bodensäule aufgegebene Leitungswasser hatte eine Temperatur von 18°C bis 20°C. Für die Infiltrationsversuche bei Raumtemperatur betrug das eingesetzte Wasservolumen 6 Liter. Bei allen anderen Versuchen war das Wasservolumen aufgrund der geringeren Durchlässigkeit mit 3 Litern nur halb so groß gewählt. Zu Versuchsbeginn wurde solange Wasser auf die Bodensäule aufgegeben bis die Einstauhöhe 5 cm betrug. Aufgrund der fehlenden Grasnarbe wurde bei der Aufgabe des Wassers darauf geachtet, dass keine Erosion stattfand. Da die Durchlässigkeitsversuche mit konstanter Druckhöhe durchgeführt wurden, wurde das Wasser immer wieder aufgefüllt, so dass die Einstauhöhe konstant bei 5 cm gehalten wurde. Nachdem das Sickerwasser die Bodensäule passiert hatte, startete die eigentliche Messphase, in der das im Messzylinder aufgefangene Wasser 30 Minuten lang gemessen wurde. Um die Charakteristik der Abflusskurve zu berücksichtigen, war die Messung in drei Phasen von jeweils 10 Minuten unterteilt. In der ersten Phase wurde alle 30 Sekunden gemessen, danach einmal pro Minute und in der letzten Phase erfolgte alle 2 Minuten eine Messung.

Die Infiltrationsversuche bei +5°C wurden in der begehbaren Klimakammer durchgeführt. Vor dem eigentlichen Versuch wurde die Kunststoffsäule mit dem eingebauten Boden für 24 Stunden in der Klimakammer bei +5°C gelagert, um eine homogene Bodentemperatur zu gewährleisten. Zur Berücksichtigung der Regentemperatur im Winter wurde die Temperatur des Leitungswassers ebenfalls in der Klimakammer auf +5°C abgesenkt. Die weitere Versuchsdurchführung entsprach derjenigen bei +20°C.

Für die Infiltrationsversuche bei 0°C wurde die Bodensäule für 24 Stunden in einem speziellen Klimaschrank bei 0°C konditioniert. Da dieser Klimaschrank für die Versuchsdurchführung nicht geeignet war, fanden die Infiltrationsversuche in der begehbaren Klimakammer statt, in der die Temperatur nur auf +5°C abgesenkt werden konnte. Um die Temperatur des Bodens bei 0°C zu halten, wurde der äußere Ring der Kunststoffsäule mit Eiswürfeln gefüllt. Das Schmelzwasser konnte über ein Ventil in der Bodenplatte abgelassen werden und Eiswürfel wurden während des Versuches immer wieder aufgefüllt. Wie in den Infiltrationsversuche bei +5°C hatte das verwendete Leitungswasser eine Temperatur von +5°C.

Zur Simulation der Niederschlags-Abfluss-Bedingungen im Frühjahr, wenn der Schnee schmilzt und die Bodentemperatur mit der Lufttemperatur steigt, wurden die Bodensäulen für 24 Stunden im Klimaschrank bei -5°C konditioniert. Der Infiltrationsversuch fand wiederum in der begehbaren Klimakammer bei +5°C statt, so dass die Bodentemperatur infolge der höheren Wassertemperatur ebenfalls langsam anstieg.

5.2.2 Ergebnisse

5.2.2.1 Einfluss der Ofentrocknung auf die hydraulischen Eigenschaften des Bodenmaterials

Da die Vorversuche einen Zusammenhang zwischen der Anzahl der Trocknungsvorgänge und der hydraulischen Durchlässigkeit ergeben hatten, wurde die Korngrößenverteilung direkt nach der Entnahme des Bodens aus der Sickersmulde und nach 10 Trockenzyklen bestimmt. Der ofengetrocknete Boden wies weniger Partikel im Bereich zwischen 1 mm und 6,3 mm auf, dafür war der Anteil der Partikel mit einer Korngröße zwischen 0,63 mm und 0,5 mm höher als beim nicht getrockneten Boden. Die nach links verschobene Korngrößenverteilung kann somit eine Erklärung für die geringere hydraulische Durchlässigkeit sein.

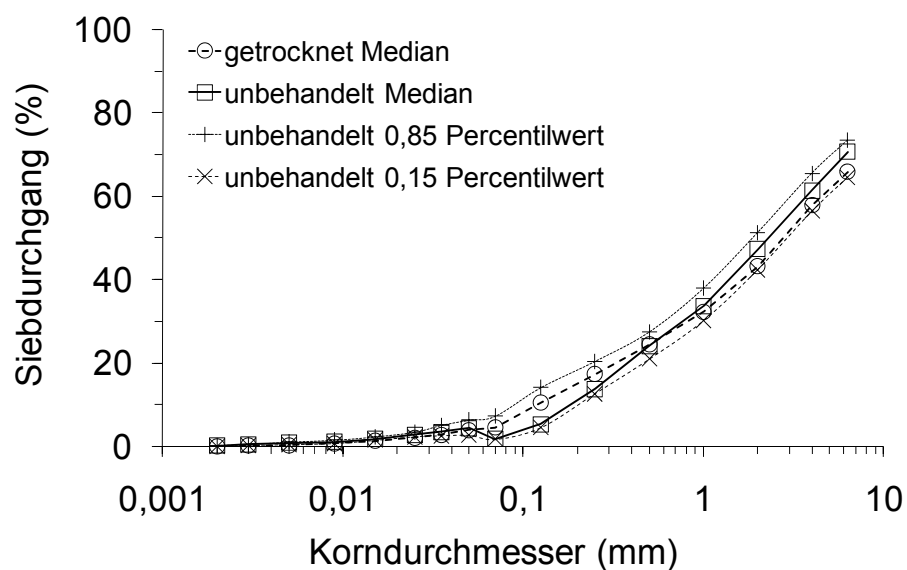


Abbildung 32: Korngrößenverteilung des unbehandelten und des getrockneten Bodens

Zusätzlich zur Korngrößenverteilung wurde die Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens nach jedem der 10 Trockenzyklen bestimmt. Die Auswertung zeigt einen schwachen Trend in der Art, dass die Wasseraufnahmefähigkeit mit zunehmender Anzahl der Trockenzyklen abnimmt. Wird das aufgenommene Wasser auf die Trockenmasse des Bodens bezogen, ergibt sich die Regressionsgerade zu $y = 0,39x - 0,08$. Aufgrund dieses Ergebnisses wurde der Boden generell nur für drei Versuche eingesetzt.

5.2.2.2 Sickerrate

Grundsätzlich zeigten die Ergebnisse der Bodensäulenversuche eine große Spannweite, was auf die signifikante Heterogenität des Bodens zurückzuführen ist. In begleitenden Versuchen konnte gezeigt werden, dass auch die Anzahl der Trockenzyklen die Korngrößenverteilung und die Wasseraufnahmefähigkeit beeinflusst. Abgesehen von einer sorgsamem Versuchsdurchführung kann die Unsicherheit in den Ergebnissen nur durch eine Erhöhung der Versuche und eine Begrenzung der Trockenzyklen verringert werden. Insgesamt wurden 72 Bodensäulenversuche gefahren.

Aus Abbildung 33 wird ersichtlich, dass es für bestimmte Bodentemperaturen einen Zusammenhang zwischen Anfangsbodenfeuchtegehalt und Säulendurchlaufzeit gibt. Abhängig vom Anfangsfeuchtegehalt wird mehr oder weniger Wasser zum Erreichen des Sättigungszustands benötigt, der Voraussetzung für das Verschieben der Grenze zwischen ungesättigtem und gesättigtem Boden in Richtung der Gravitation ist. Grundsätzlich nimmt daher für eine bestimmte Bodentemperatur die Durchlaufzeit mit zunehmendem Anfangsfeuchtegehalt ab. Allerdings passen die Versuchsergebnisse mit 10 % Anfangsfeuchte und mit einer sich ändernden Bodentemperatur von -5°C auf $+5^{\circ}\text{C}$ nicht in dieses Schema. Die Durchlaufzeit korrelierte außerdem mit der Bodentemperatur. Eine Ursache dafür kann sein, dass sich der Aggregatzustand des Porenwassers durch die höhere Temperatur des Sickerwassers von fest zu flüssig ändert. Aufgrund der geringen Temperatur (5°C) des aufgegebenen Sickerwassers war die Durchlaufzeit erforderlich, um das gefrorene Porenwasser zu schmelzen.

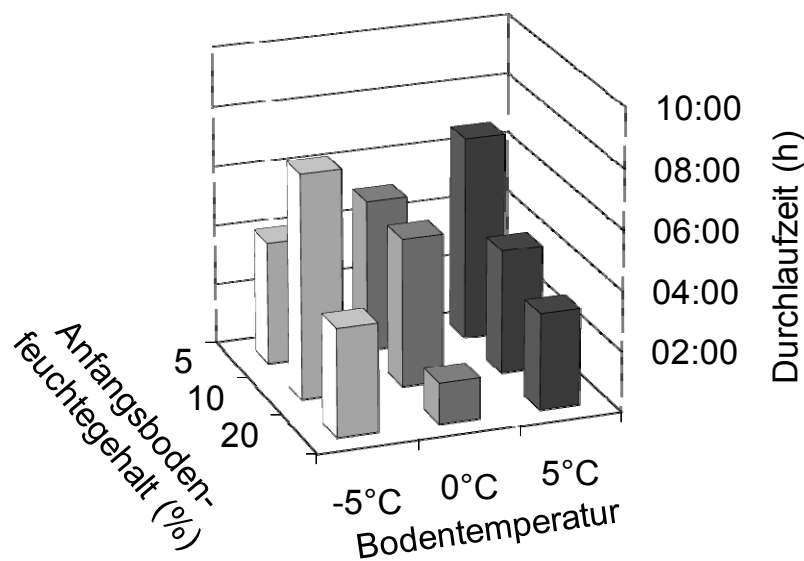


Abbildung 33: Durchlaufzeit des Sickerwassers durch die Bodensäule

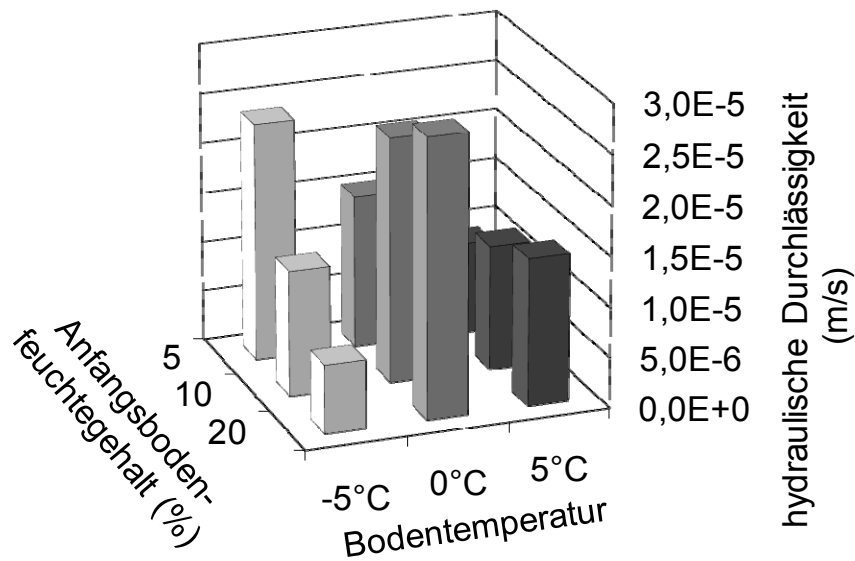


Abbildung 34: Hydraulische Durchlässigkeit abhängig von Anfangsfeuchtegehalt und Bodentemperatur

Außer der Durchlaufzeit kann die hydraulische Leistungsfähigkeit vor allem durch die hydraulische Durchlässigkeit beschrieben werden. Nachdem die gesamte Bodensäule wassergesättigt war, waren die Infiltrationsvorgänge stationär. Aus Abbildung 34 ist ersichtlich, dass bei einer Bodentemperatur von 5°C der Anfangsfeuchtegehalt so gut wie keinen Einfluss auf die hydraulische Durchlässigkeit hat. Die größte hydraulische Durchlässigkeit trat in den Versuchen bei einer Bodentemperatur von -5°C und einem Anfangsfeuchtegehalt von 5 % auf. Diese Beobachtung deckt sich mit den Beschreibungen in der Literatur (Muthanna *et al.*, 2007). Höhere Anfangsfeuchtegehalte resultierten bei -5°C Bodentemperatur in einer geringeren hydraulischen Durchlässigkeit. Da die Wärmekapazität von Wasser höher ist als die von Boden, konnten nicht alle verfügbaren Poren für die Infiltration genutzt werden. Als das aufgegebenes Wasser das untere Ende der Bodensäule erreicht hatte, war ein Teil der Poren immer noch gefroren, so dass ein Vierphasensystem vorlag. Es ist anzunehmen, dass der Anteil der Poren mit gefrorenem Wasser zu Versuchsende bei Böden mit höheren Anfangsfeuchtegehalten ebenfalls höher ist.

5.3 AP 4 - Laborversuche zur Untersuchung der Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb, Teil 2: stoffliche Leistungsfähigkeit verschiedener Filtersubstrate bei langjähriger Belastung

5.3.1 Methodik

Aufgrund der geringen Materialmassen und Abmessungen wurden die Untersuchungen zur stofflichen Leistungsfähigkeit verschiedener Filtersubstrate in Form von Säulenversuchen in einer Klimakammer durchgeführt. Die Säulen wurden jeweils mit einer Schwermetall-Fracht beladen, welche in etwa der Belastung bei 100 Jahren Betriebsdauer entspricht. Es wurden folgende vier Filtermaterialien untersucht:

- Muldenboden (der in AP 3 untersuchten Mulde entnommen)
- Material 1
- Material 2
- Material 3

Die Einbauhöhe in den Säulen (DN 75) betrug in Anlehnung an ÖNorm B 2506-1 (2000) 30 cm. Die Versuchsdurchführung erfolgte bei $5^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ in einer Klimakammer.

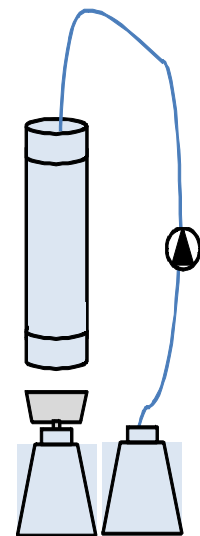


Abbildung 35: Versuchsaufbau zum Schwermetallrückhalt (rechts schematische Darstellung)

Für die Berechnung der Schwermetallfracht wurden die mittleren Schadstoffkonzentrationen in Abflüssen von Parkplätzen basierend auf Göbel *et al.* (2007) verwendet, für Kupfer $80 \mu\text{g/l}$ und für Zink $400 \mu\text{g/l}$.

Unter der Annahme eines Jahresniederschlages von 800 mm/a und einem Anschlussgrad der zehnfachen Parkplatzfläche pro Muldenfläche ergeben sich so Frachten von $2,824 \text{ mg}$ Kupfer pro Jahr und $14,12 \text{ mg}$ Zink pro Jahr (eingesetzt wurden je 10 Jahre Fracht = 28 mg Kupfer auf 1 Liter, bzw. 140 mg Zink auf 1 Liter).

Die Säulen wurden pro Versuchstag mit der Fracht von 10 Jahren beschickt. Diese Fracht wurde wegen der Durchlässigkeit der Säulen in einem Liter Leitungswasser gelöst. Die Konzentration von Kupfer und Zink wurde im Zugabewasser und im Ablauf der Säulen gemessen.

Zusätzlich wurde der Einfluss durch Winterdienst mit Salzstreuung auf die Remobilisierung bereits gebundener Schwermetalle in den Filtersubstraten untersucht. Dazu wurden die Säulen nach Zugabe von 100 Jahren Fracht dreimal mit 0,5 l salzhaltigem Wasser mit 0,2 g NaCl/l beaufschlagt und die Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Säulen bestimmt. (Im Innsbrucker Schnee an Straßen mit geringer Verkehrsdichte wurden nach einer Studie von (Engelhard *et al.*, 2007) im Mittel Konzentrationen von 200 mg/l Chlorid gefunden.)

5.3.2 Ergebnisse

Die Messungen zeigen, dass der Rückhalt von Kupfer und Zink durch den unbewachsenen Muldenboden am stärksten war (s. Tabelle 11). Bei Kupfer hielten alle untersuchten Materialien mehr als 98,5 % zurück. Beim Zink unterschieden sich die Materialien hingegen deutlich. Der Muldenboden wies auch hierbei über 99 % Rückhalt auf und Material 3 noch über 90 %. Material 2 hielt 75 - 80 % zurück und Material 1 nur 40 %.

Tabelle 11: Schwermetall-Rückhalt der untersuchten Filtersubstrate

Substratbezeichnung	Bemerkung	Zugabemenge	Kupfer	Zink
Muldenboden	Versuch 1	100 Jahre	99,96 %	99,97 %
	Wiederholung	120 Jahre	99,99 %	99,88 %
Material 1		110 Jahre	98,71 %	40,38 %
Material 2	Versuch 1	100 Jahre	99,88 %	75,00 %
	Fortsetzung	200 Jahre	99,71 %	62,43 %
	Wiederholung	110 Jahre	99,98 %	80,85 %
Material 3		120 Jahre	98,48 %	91,44 %

Nach Ende der Schwermetallzugabe, also wenn eine Fracht äquivalent 110 bzw. 120 Jahren aufgegeben wurde, wurden die Säulen zur Rücklösung der im Substrat festgelegten Schwermetalle mit salzhaltigem Wasser beaufschlagt. Dabei wurden nur geringe Mengen der zurückgehaltenen Schwermetalle ausgelöst, das Maximum war mit 1,8 % des vorher zurückgehaltenen Zinks bei Material 3 festzustellen (s. Tabelle 12).

Tabelle 12: Beim Durchspülen mit 0,2 g/l NaCl-Lösung aus den Säulen rückgelöste Schwermetallfracht

Substratbezeichnung	Kupfer	Zink
Muldenboden	0,008 %	0,2
Material 1	0 %	0,04 %
Material 2	0,002 %	1,1 %
Material 3	0,001 %	1,8 %

5.3.2.1 Ergebnisse des Stoffrückhalts durch unbewachsenen Muldenboden

Der Muldenboden hielt nahezu die gesamte zugegebene Fracht von Kupfer und Zink zurück und diese wurden auch bei Zugabe des salzhaltigen Wassers nicht remobilisiert (s. Abbildung 36 und Abbildung 38 (rechts), RS 1-3). Bei der ersten Versuchsdurchführung lag zwischen der ersten Zugabe und der zweiten Zugabe ein Monat Pause, während der die Säulen im Kühlraum standen. Anschließend sind die Konzentrationen im Ablauf der Säule signifikant erhöht (s. Abbildung 40). Wahrscheinlich ist der Boden während der Zeit getrocknet, so dass sich Risse gebildet haben, die sogenannte präferentielle Strömungsvorgänge im Boden zur Folge hatten, durch die das schwermetallhaltige Wasser mit wenig Kontakt zum Bodenmaterial fließen konnte.

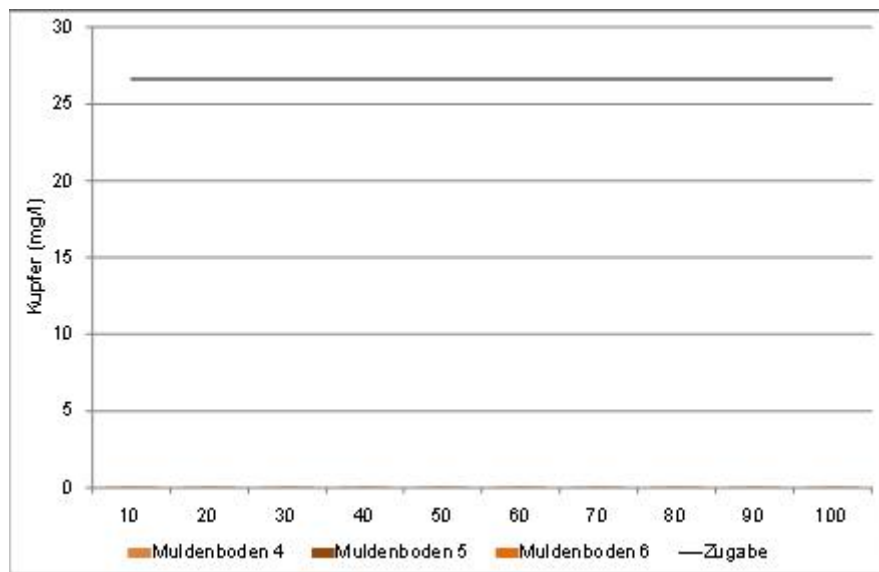


Abbildung 36: Kupferrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden (erster Versuch)

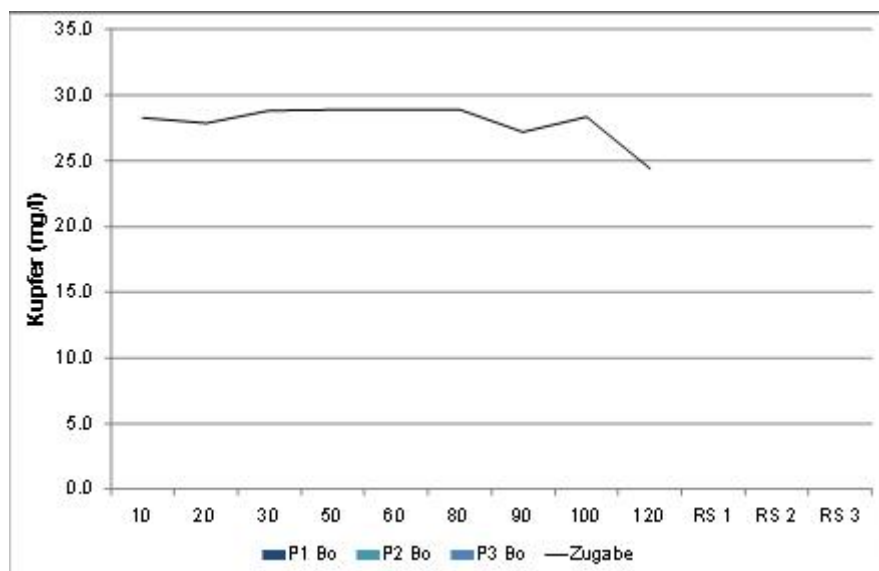


Abbildung 37: Kupfer, Versuchswiederholung mit anschließender NaCl-Spülung (RS1-3)

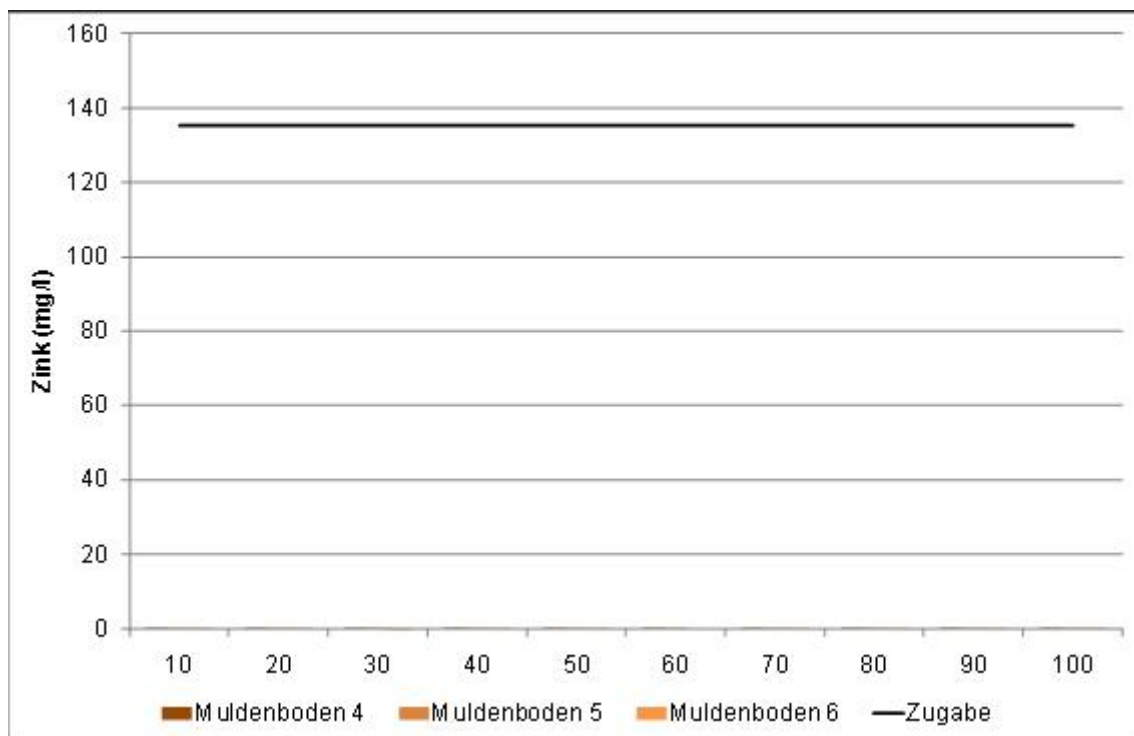


Abbildung 38: Zinkrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden (erster Versuch)

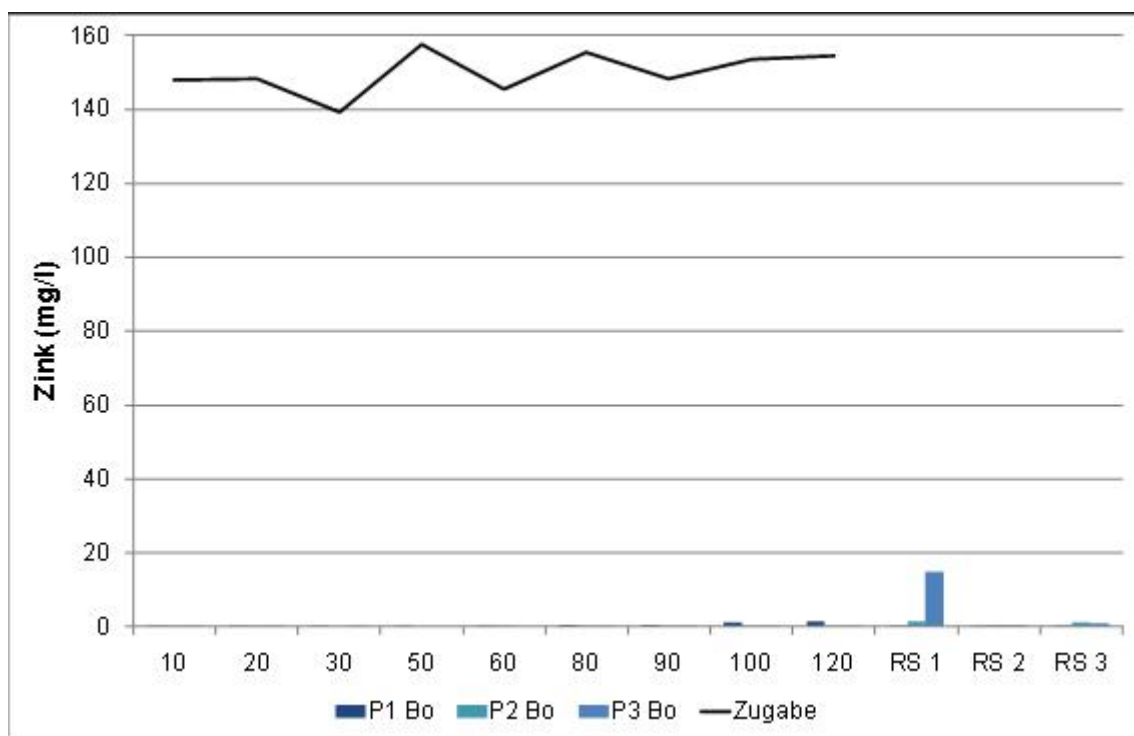


Abbildung 39: Zinkrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden (Versuchswiederholung) mit anschließender NaCl-Spülung (RS1-3)

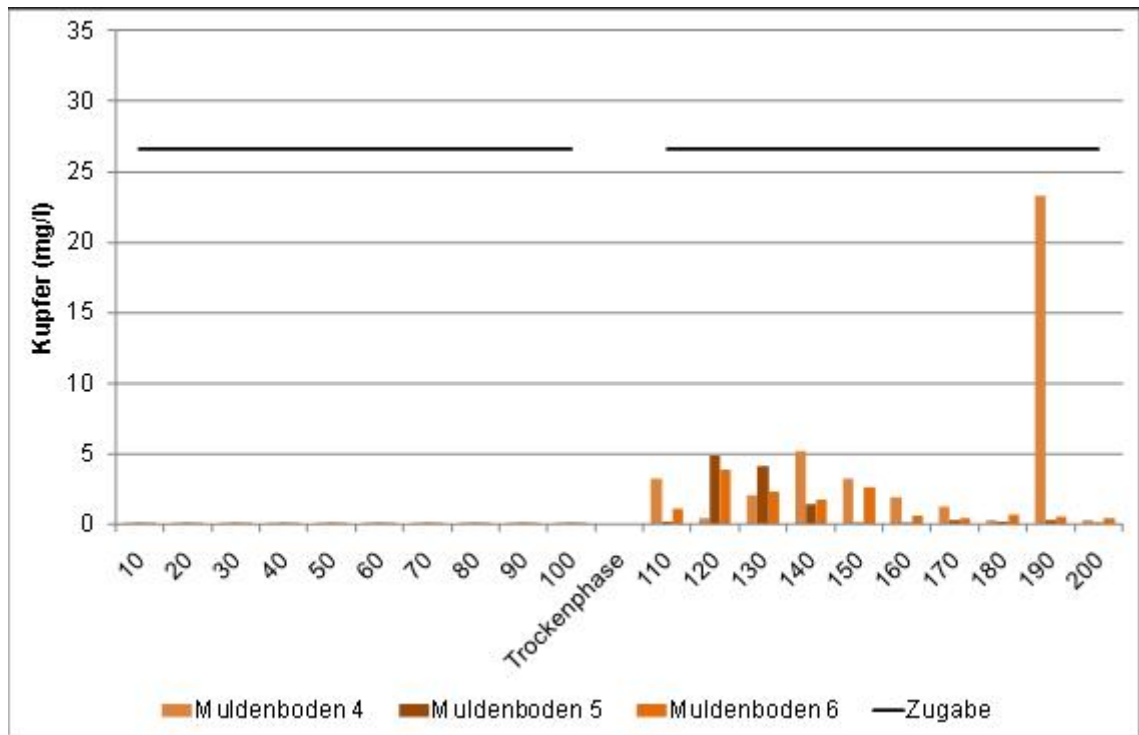


Abbildung 40: Kupferrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden nach Trockenperiode

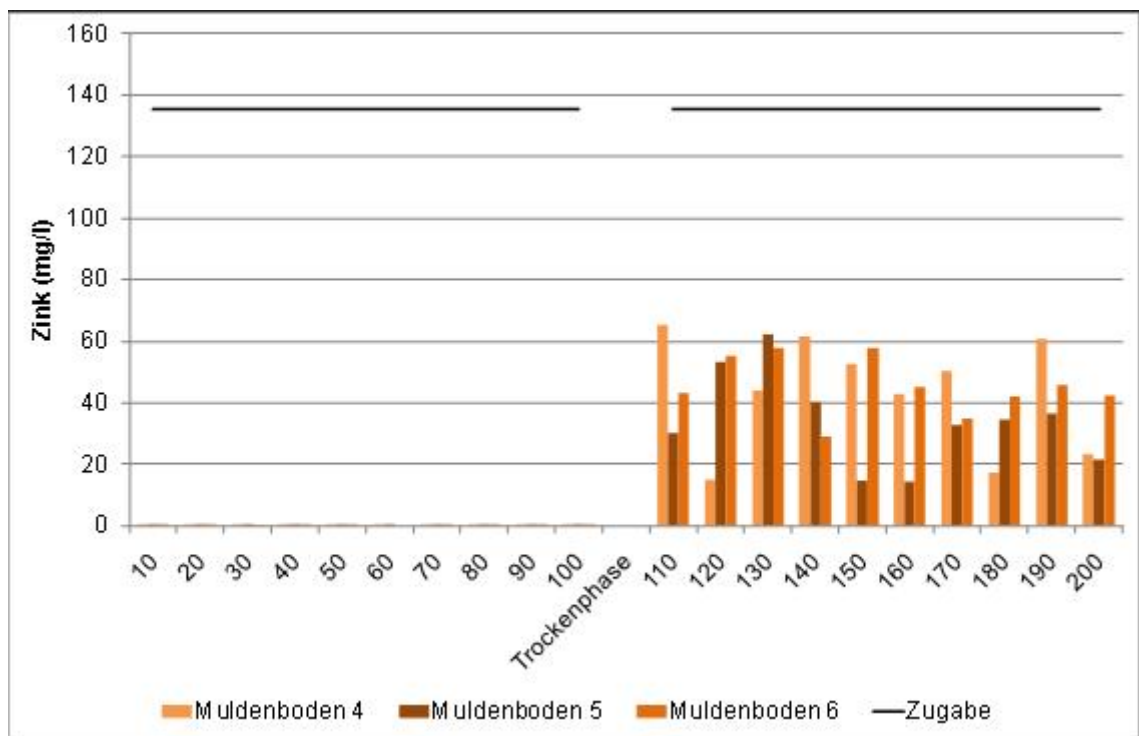


Abbildung 41: Zinkrückhalt durch unbewachsenen Muldenboden nach Trockenperiode

5.3.2.2 Ergebnisse des Stoffrückhalts durch Material 2

Material 2 hielt Kupfer zu 99,9 % zurück, Zink jedoch nur 75 – 80 % zurück. Auch nach Zugabe eines Äquivalents von 200 Jahren Betriebsdauer lag der Kupferrückhalt bei 99,71 % der Gesamtfracht, bei Zink nur bei 62,43 % (s. Abbildung 46), die dazwischenliegende Trockenperiode beeinflusste die Eigenschaften von Material 2 nicht, im Gegensatz zum Bodenmaterial.

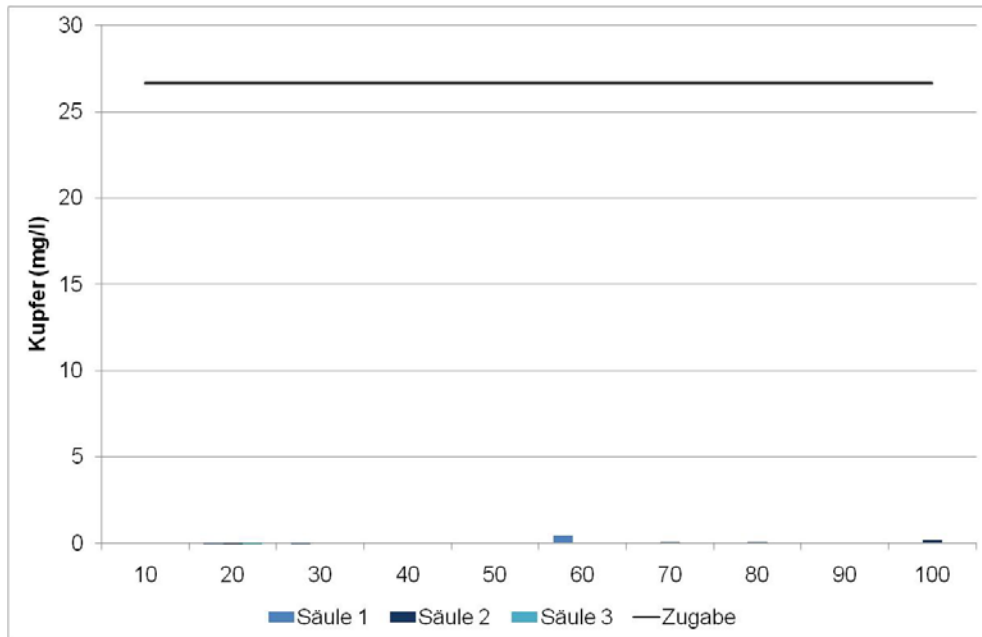


Abbildung 42: Kupferrückhalt durch Material 2 (erster Versuch)

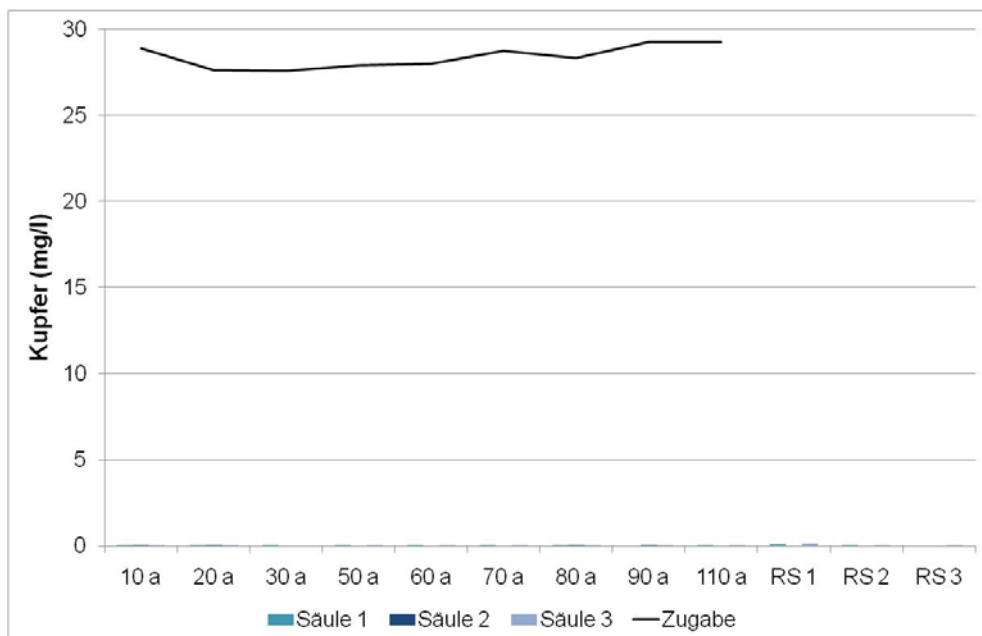


Abbildung 43: Kupferrückhalt durch Material 2 (Versuchswiederholung) mit anschließender NaCl-Spülung (RS1-3)

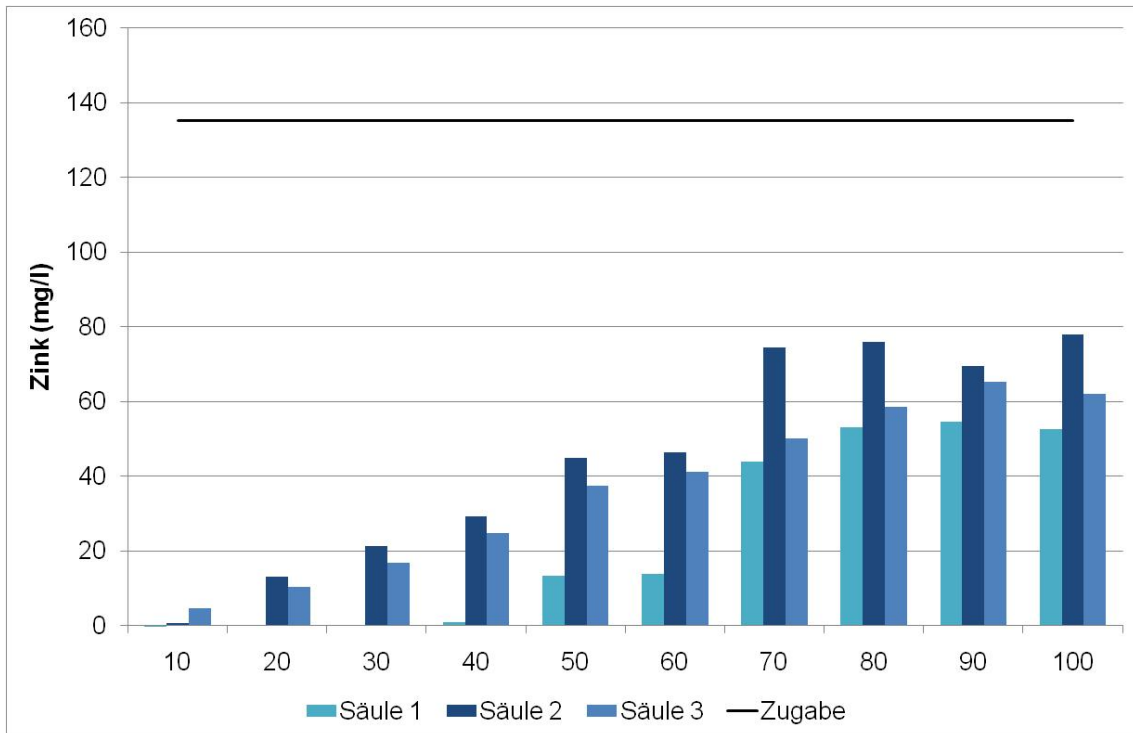


Abbildung 44: Zinkrückhalt durch Material 2 (erster Versuch)

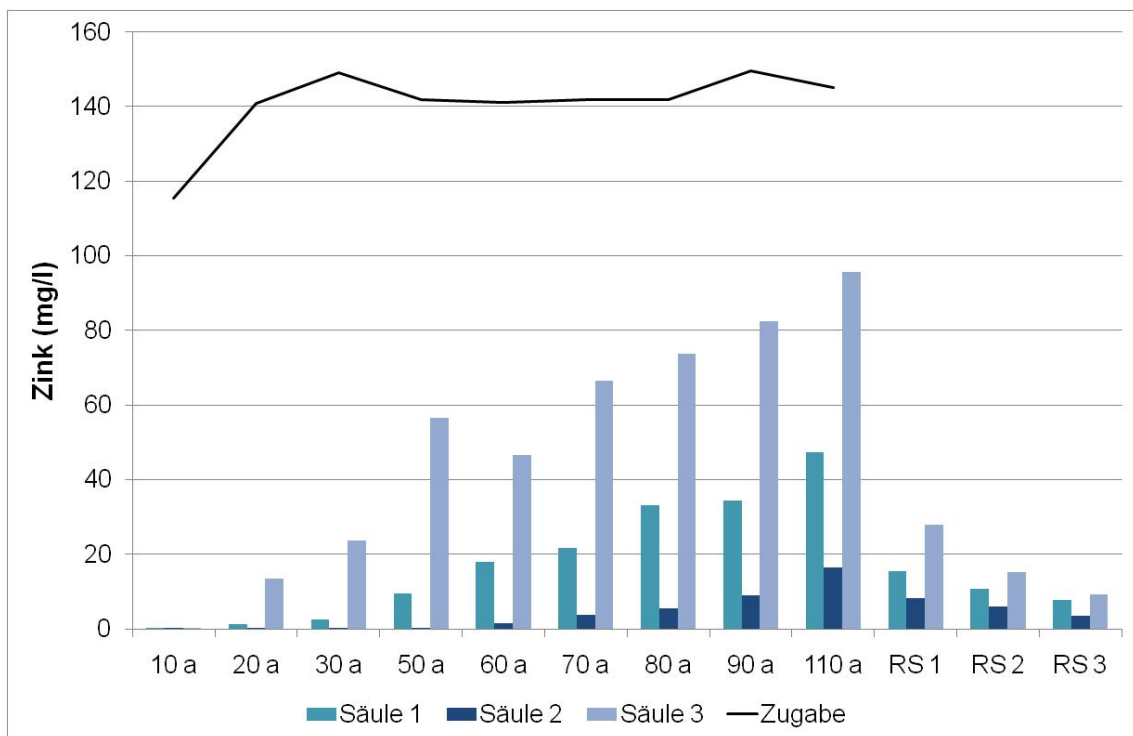


Abbildung 45: Zinkrückhalt durch Material 2 (Versuchswiederholung) mit anschließender NaCl-Spülung (RS1-3)

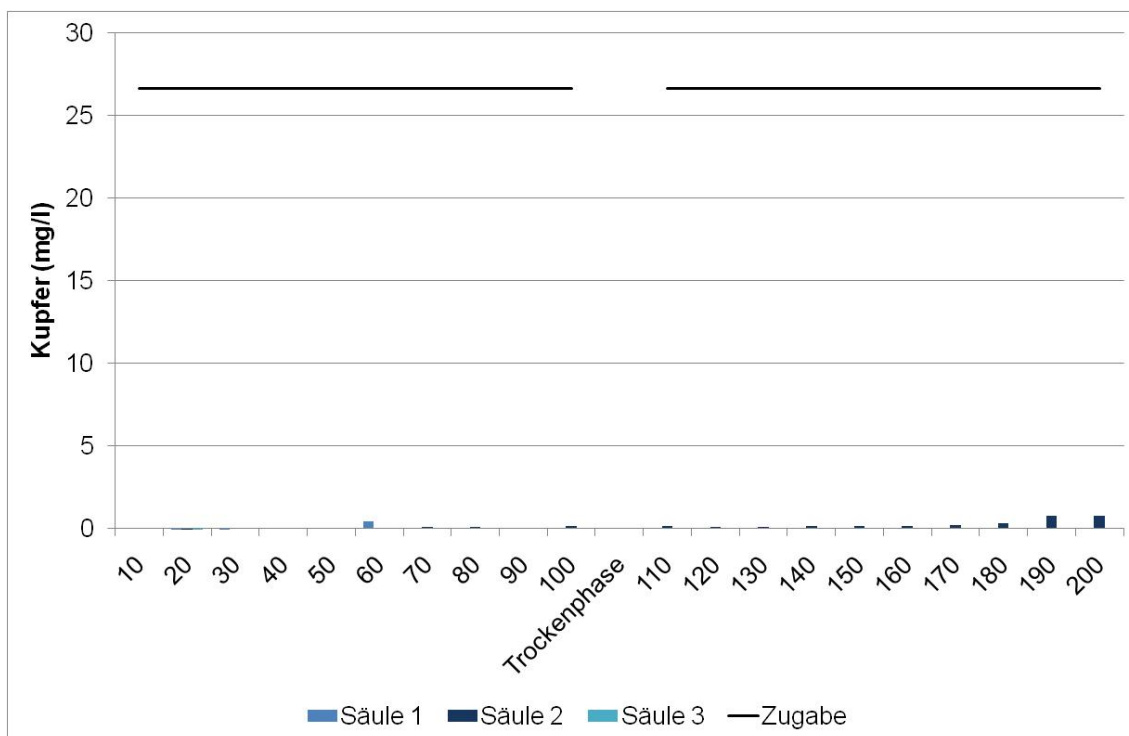


Abbildung 46: Kupferrückhalt durch Material 2 nach zweimonatiger Trockenperiode

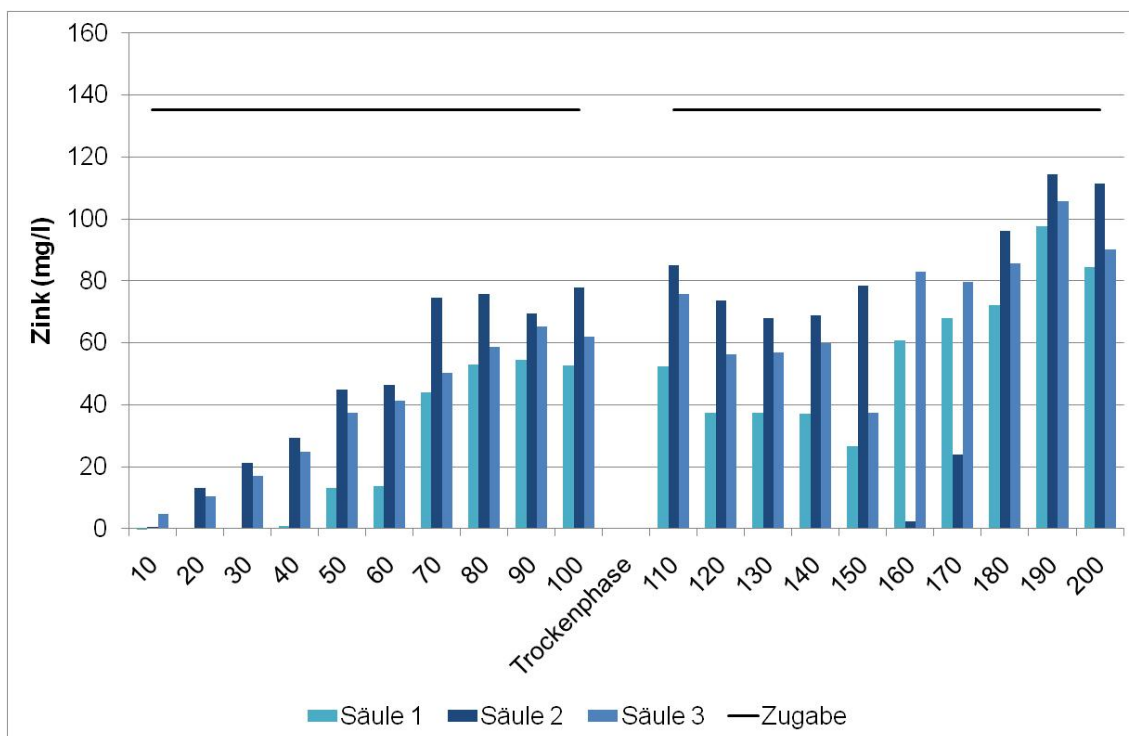


Abbildung 47: Zinkrückhalt durch Material 2 nach zweimonatiger Trockenperiode

5.3.2.3 Ergebnisse Stoffrückhalt durch Material 1

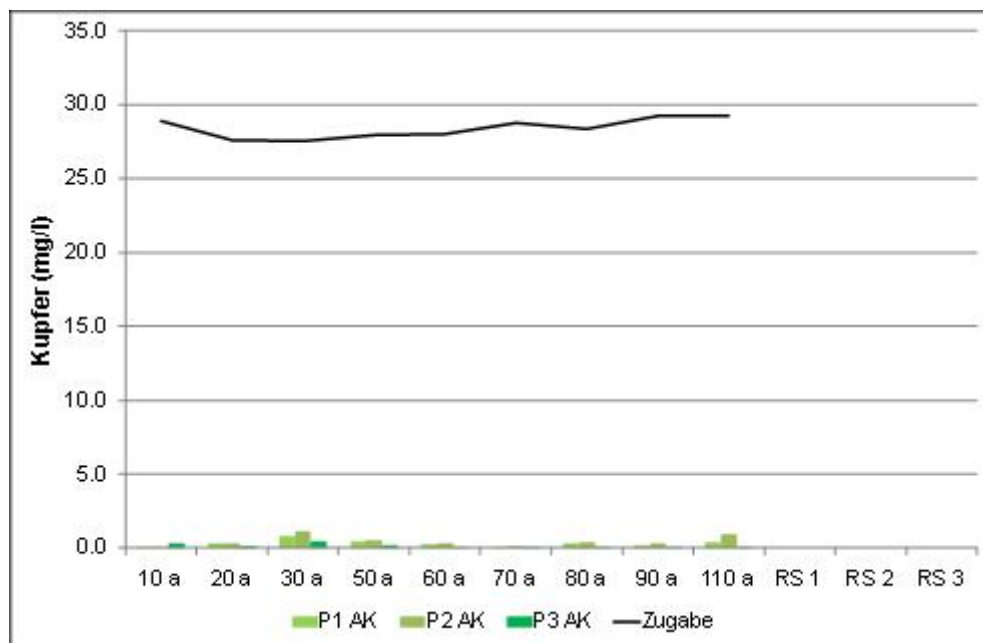


Abbildung 48: Kupferrückhalt durch Material 1

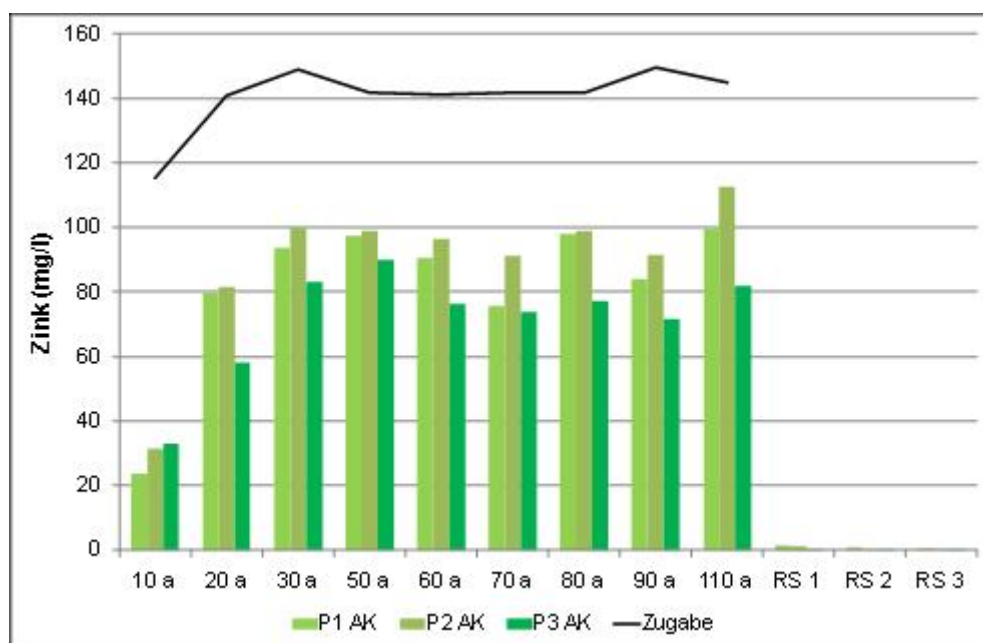


Abbildung 49: Zinkrückhalt durch Material 1 (RS: Rückspülen mit NaCl)

Material 1 wies einen guten Rückhalt beim Kupfer auf (98,71 %), beim Zink hielt es jedoch weniger als die Hälfte zurück (40,38 %). Durch Zugabe der Natriumchlorid-Lösung wurde kein Kupfer und nur sehr wenig Zink (0,04 %) remobilisiert.

5.3.2.4 Ergebnisse Stoffrückhalt durch Material 3

Auch Material 3 hielt Kupfer gut zurück (98,48 %), der Zinkrückhalt war etwas schlechter (91,44 %). Kupfer wurde nur sehr wenig durch die Spülung mit NaCl-Lösung remobilisiert (weniger als 0,01 %), Zink etwas mehr (1,8 %).

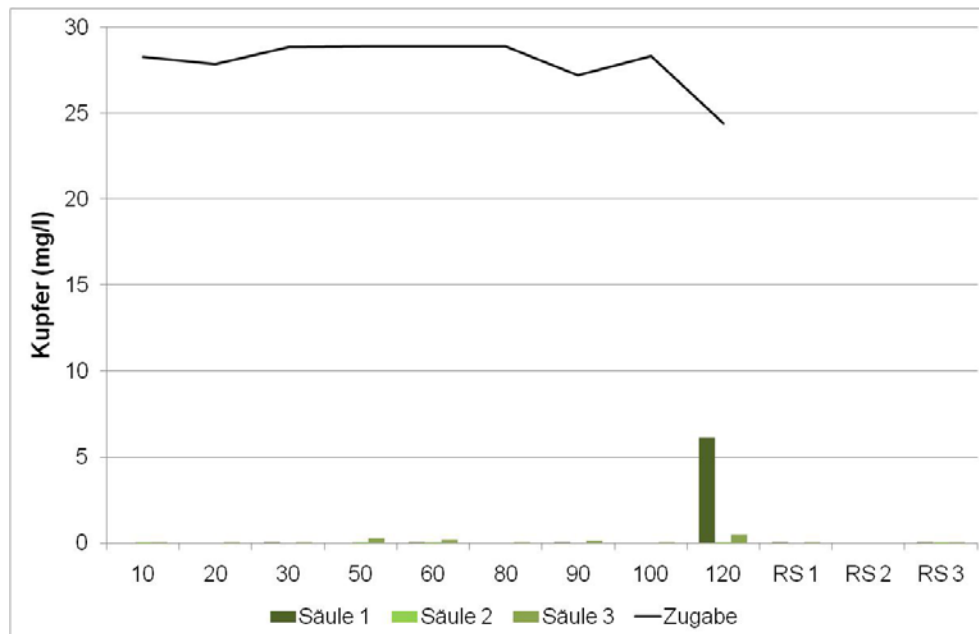


Abbildung 50: Kupferrückhalt durch Material 3 (RS: Rückspülen mit NaCl)

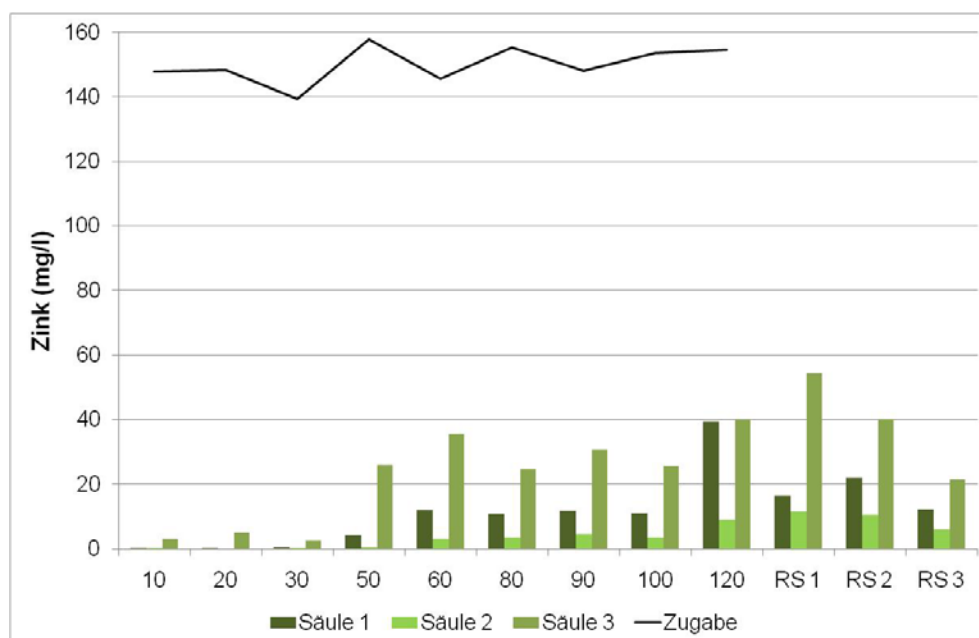


Abbildung 51: Zinkrückhalt durch Material 3 (RS: Rückspülen mit NaCl)

5.4 AP 4 - Laborversuche zur Untersuchung Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb, Teil 3: stoffliche Leistungsfähigkeit verschiedener Filtersubstrate bei hoher Salzbelastung

5.4.1 Methodik

Die Durchführung erfolgte analog zu Teil 2 des AP4. Es wurden je drei Säulen 30 cm hoch mit denselben vier Filtermaterialien gefüllt (s. Kapitel 5.3.1). Das Schwermetall- bzw. Natriumchlorid-haltige Wasser wurde über die Säule gepumpt und in einer Flasche aufgefangen, in welcher sich bereits Salpetersäure zur Konservierung befand (1 % Gesamtvolumen des zugegebenen Abwassers) (s. Abbildung 35).

In der Zeit vom 1.12.2010 bis 28.2.2011 regnete es 54 mm (in Inzing). Bei einer Chloridkonzentration von 200 mg/l (Nicht-Hauptstraßen Innsbruck Stadt (Engelhard *et al.*, 2007)) errechnet sich eine Salzbelastung von ca. 1 g NaCl pro Säule für diesen Winter.

Zuerst wurde Abwasser, welches Schwermetalle äquivalent zu einem Jahr Fracht enthielt, zugegeben (s. Kapitel 5.3.1), d.h. 2,8 mg Kupfer, 14 mg Zink und 4,8 mg Blei. Die nach dem Durchlaufen durch die Säule noch im Sickerwasser enthaltenen Schwermetalle wurden gemessen. Anschließend wurde mit 500 ml 2 g/l NaCl-haltigem Wasser gespült und die Schwermetalle im Sickerwasser gemessen. Dann wurde zu denselben Säulen wieder Schwermetalle äquivalent einem Jahr Fracht zugegeben und das Sickerwasser analysiert. Anschließend wurde mit stärker salzhaltigem Wasser (500 ml 6 g/l NaCl) gespült und die Schwermetalle im Sickerwasser gemessen.

5.4.2 Ergebnisse

Tabelle 13: Schwermetall-Rückhalt der untersuchten Filtersubstrate

Substratbezeichnung	Zugabemenge	Kupfer	Zink	Blei
Muldenboden	1 Jahr	99,9 %	99,7 %	
	2 Jahre	99,7 %	99,6 %	99,9 %
Material 1	1 Jahr	99,1 %	80,8 %	
	2 Jahre	95,7 %	68,9 %	99,9 %
Material 2	1 Jahr	> 99,9%	99,9 %	
	2 Jahre	> 99,9%	> 99,9 %	> 99,9%
Material 3	1 Jahr	99,3 %	93,7 %	
	2 Jahre	99,9 %	98,5 %	> 99,9%

Die Ergebnisse stimmen mit denen des vorherigen Versuches gut überein. Alle untersuchten Materialien hielten Kupfer gut zurück (s. Tabelle 13). Der unbewachsene Muldenboden hielt wieder über 99 % der aufgebrachten Schwermetallfrachten von Kupfer und Zink zurück. Material 1 hielt Kupfer gut zurück (< 95 %) und schnitt bei Zink am schlechtesten an (< 70 % Rückhalt). Dieser Wert stimmt gut mit dem Zink-Rückhalt bei Zugabe von 10 Jahren Fracht (s. Abbildung 49) überein, im vorhergehenden Versuch nahm der Zinkrückhalt dann noch weiter ab. Dasselbe gilt für Material 2, wie auch in diesem Versuch (s. Abbildung 53) war beim ersten Versuch der Zinkrückhalt bei Zu-

gabe einer Fracht äquivalent 10 Jahren war noch gut, auch wenn er sich dann deutlich verschlechterte (s. Abbildung 47). Material 3 hielt wie schon im vorhergehenden Versuch mehr als 90 % des Kupfers zurück. Blei, welches im vorhergehenden Versuch nicht zugegeben worden war, wurde von allen vier Materialien gut zurückgehalten.

Tabelle 14: Beim Durchspülen mit NaCl-Lösung aus den Säulen rückgelöste Schwermetallfracht.

Substratbezeichnung	Na Cl-Konz.	Kupfer	Zink	Blei
Muldenboden	2 g/l	0,2 %	1 %	0,1 %
Material 1	2 g/l	0,3 %	1 %	< 0,1 %
Material 2	2 g/l	<0,1 %	< 0,1 %	0,1 %
Material 3	2 g/l	3 %	60 %	< 0,1 %
Muldenboden	6 g/l	0,1 %	0,3 %	< 0,1 %
Material 1	6 g/l	0,8 %	0,6 %	0,3 %
Material 2	6 g/l	< 0,1 %	0,1 %	< 0,1 %
Material 3	6 g/l	1 %	64 %	< 0,1 %

Während beim vorhergehenden Versuch beim Spülen mit 0,2 g/l NaCl-Lösung aus keinem Material mehr als 2 % der Schwermetalle wieder freigesetzt wurden, setzte Material 3 bei den höheren Salzkonzentrationen mehr als die Hälfte des Zinks wieder frei. Bei den anderen drei Materialien wurden keine signifikanten Mengen der Schwermetalle wieder frei.

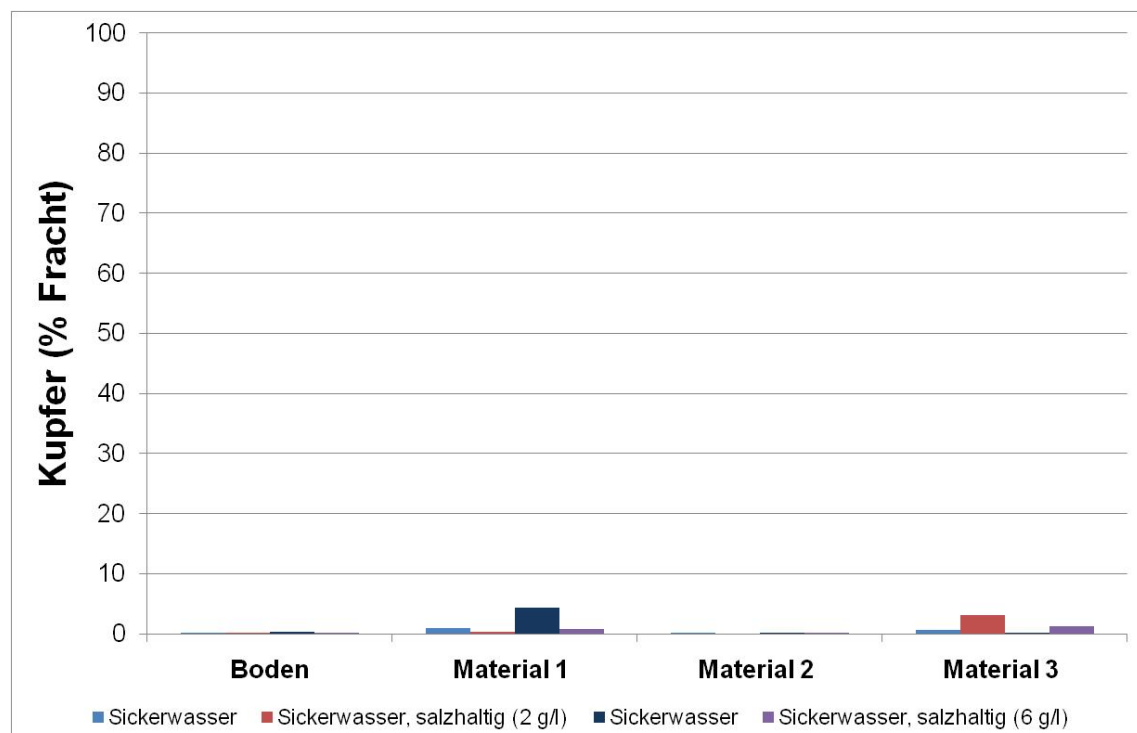


Abbildung 52: Nicht zurückgehaltene Kupfer-Fracht

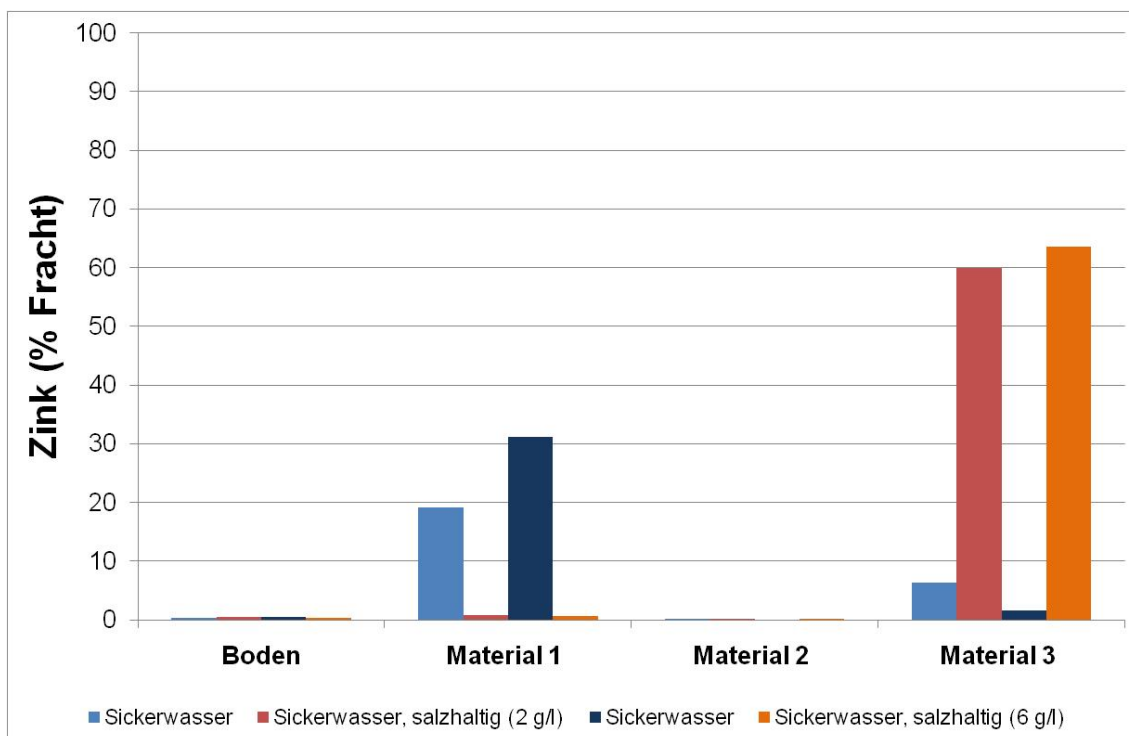


Abbildung 53: Nicht zurückgehaltene Zink-Fracht

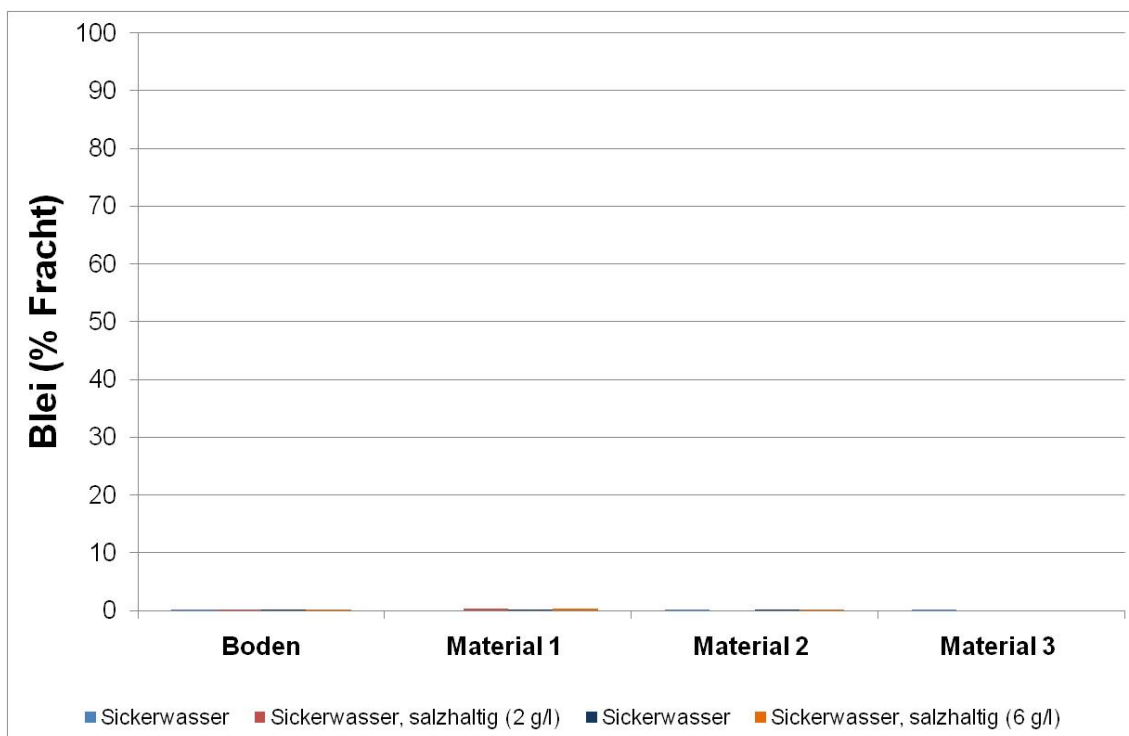


Abbildung 54: Nicht zurückgehaltene Blei-Fracht

5.5 AP 4 - Laborversuche zur Untersuchung Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb, Teil 4: Batchversuche zur stofflichen Leistungsfähigkeit verschiedener Filtersubstrate

5.5.1 Methodik

Es wurden zusätzlich Batchversuche durchgeführt. Dazu wurden die drei Materialien aus Kapitel 5.3 sowie ein weiteres Material 4 eingesetzt. Zuerst wurde eine 50 ml Schwermetall-Stammlösung (342,2 mg $\text{CdSO}_4 \cdot \frac{8}{3}\text{H}_2\text{O}$, 255,3 mg $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 196,6 mg $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, 223,0 mg $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 221,6 mg $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) erstellt. Pro Material wurden drei Ansätze mit je 1 g des Materials erstellt (wobei, wenn ein Material aus mehr als einer Komponente bestand, diese zu gleichen Gewichtsanteilen eingewogen wurden). Die 1 g Material wurden mit 50 ml Schwermetalllösung (1 ml 1:1000 verdünnte Schwermetall-Stammlösung, Konzentration je Schwermetall ca. 1 mg/l) in ein 50 ml PP Gefäß gefüllt und unter gelegentlichem Schütteln 48 h Stunden inkubiert.

Neben dem Rückhalt wurde auch die an der festen Phase adsorbierte Stoffmenge q_e berechnet (Genç-Fuhrman *et al.*, 2007):

$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{X}$$

q_e = an der festen Phase adsorbierte Stoffmenge (mg/g)

C_0 = Anfangskonzentration der Schwermetalllösung (mg/l)

C_e = Gleichgewichts-Schwermetallkonzentration in der Lösung (mg/l)

X = Sorbent Dosierung (g/l)

5.5.2 Ergebnisse

Tabelle 15: Batchversuch - in der Schwermetalllösung verbleibende Konzentrationen

	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink
Material 1	411 µg/l	23 µg/l	22 µg/l	104 µg/l	57 µg/l
Material 2	462 µg/l	33 µg/l	29 µg/l	114 µg/l	77 µg/l
Material 3	n.d.	n.d.	11 µg/l	25 µg/l	190 µg/l
Material 4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	50 µg/l

n.d. nicht detektiert, Konzentration unter der Nachweisgrenze

Tabelle 16: Batchversuch - Schwermetall-Rückhalt der verschiedenen Materialien

	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink
Material 1	84%	99%	99%	96%	98%
Material 2	82%	99%	99%	95%	97%
Material 3	100%	100%	100%	99%	93%
Material 4	100%	100%	100%	100%	98%

Tabelle 17: Batchversuch - adsorbierte Stoffmenge q_e an der festen Phase

	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink
Material 1	0.029 mg/g	0.049 mg/g	0.049 mg/g	0.045 mg/g	0.048 mg/g
Material 2	0.027 mg/g	0.048 mg/g	0.049 mg/g	0.044 mg/g	0.047 mg/g
Material 3	0.050 mg/g	0.050 mg/g	0.049 mg/g	0.049 mg/g	0.041 mg/g
Material 4	0.050 mg/g	0.050 mg/g	0.050 mg/g	0.050 mg/g	0.048 mg/g

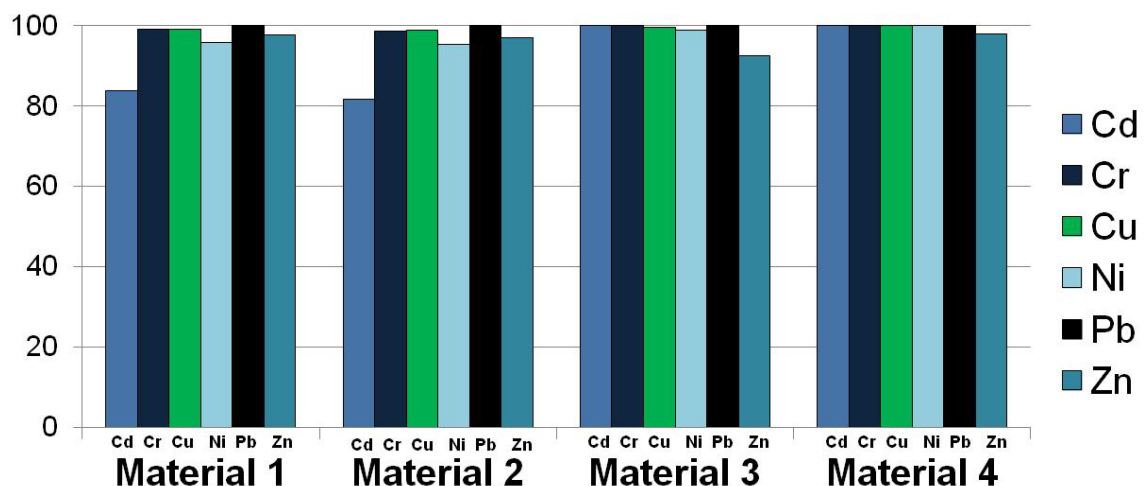


Abbildung 55: Schwermetall-Rückhalt in den Batchversuchen

5.6 AP 5: Feldstudie zur Untersuchung der stofflichen Leistungsfähigkeit im Winterbetrieb

5.6.1 Methodik

In die Versickerungsmulde wurde ein Kasten aus Edelstahl eingebaut und mit 30 cm bewachsenem Muldenboden gefüllt. Das durch den Muldenboden hindurch geflossene Sickerwasser wurde in einem Edelstahlgefäß aufgefangen (s. Abbildung 56).



Abbildung 56: Aufbau zur Sammlung des Sickerwassers

Durch die Zuleitung des Oberflächenwassers in den Beprobungsschacht mittels Verteilungsrinne gelangte nur selten Oberflächenwasser auf den Bereich der Sickermulde, wo der Versuchsaufbau vergraben wurde. Deshalb wurde der gesammelte Oberflächenabfluss desselben Standortes (s. Kapitel 4.2) nach der Probenentnahme gezielt auf die Mulde im Bereich des Versuchsaufbaus gegossen. Auf diese Weise wurden sowohl die Konzentrationen im jeweiligen Oberflächenabfluss und Sickerwasser erfasst.

5.6.2 Ergebnisse

5.6.2.1 Winter 2009/2010

Aufgrund von Problemen mit dem Versuchsaufbau sind die gewonnenen Ergebnisse nicht aussagekräftig. Das in dem Kasten eingebaute Spaltsieb konnte die feinen Bodenbestandteile nicht zurückhalten. Dadurch sind die Proben des ersten Winters (2009/2010) nicht verwendbar, da sie sehr große Mengen an Bodenbestandteilen enthielten (s. auch Abbildung 57).



Abbildung 57: Einschwemmung von Bodenmaterial in das Probegefäß

5.6.2.2 Winter 2010/2011

Die Proben im zweiten Winter waren zwar klar, jedoch wurden bis zu 100 % der Schwermetalle im Sickerwasser gemessen (s. Tabelle 18). Dies stimmt nicht mit den Ergebnissen der Laborversuche überein (s. z.B. Tabelle 11 oder Tabelle 13), wo der Muldenboden einen guten Rückhalt aufwies. Es ist jedoch unklar, ob das schlechte Rückhaltevermögen des Bodens durch das Ausspülen der feinen Bestandteile im vorhergehenden Winter oder durch die extrem hohen Chlorid-Konzentrationen im Oberflächenabfluss (s. Tabelle 18) verursacht wurde.

Der Februar 2011 war trocken (s. Abbildung 58). In der Zeit vom 20.01. bis 18.02.2011 füllte sich das Probegefäß nur zu ca. 1/3 (Abfluss vom Januar) und auch am 21.02.2011 war das Gefäß nicht komplett gefüllt. Nach Ende Februar lagen die Temperaturen weit über 0°C und die Messungen wurden beendet. Insgesamt konnten nur 5 Versuchsdurchläufe gemacht werden. Der Oberflächenabfluss trat immer an Tagen mit Durchschnittstemperaturen über 0°C auf.

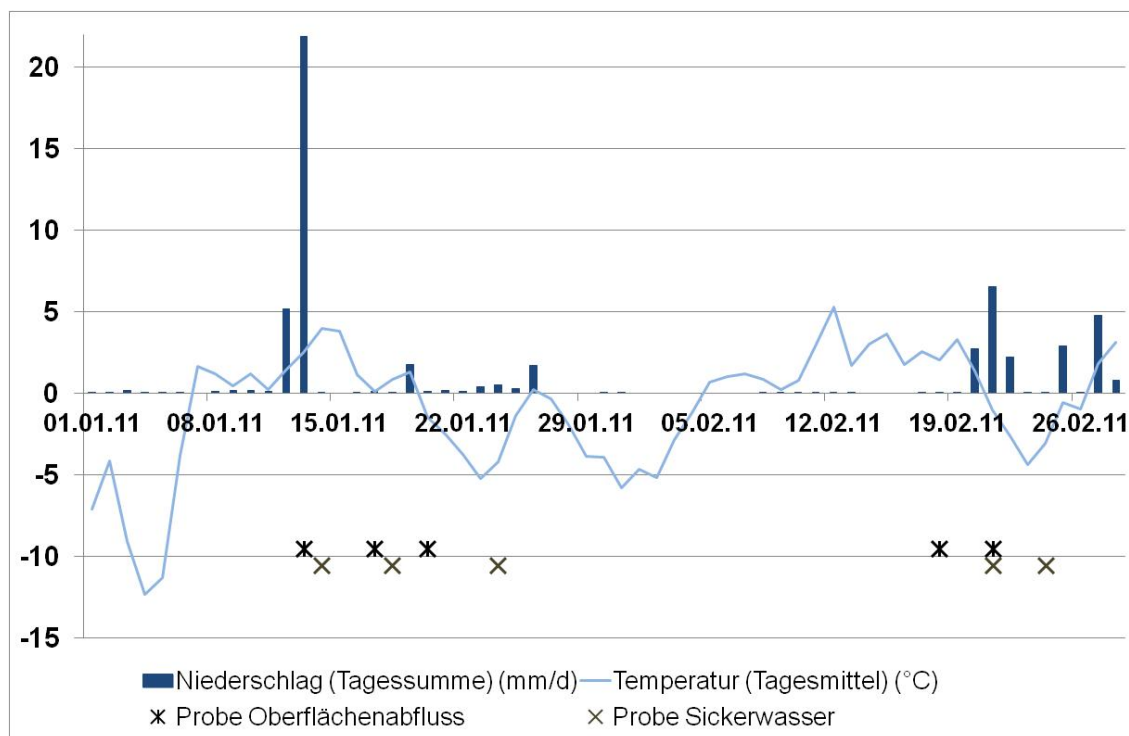


Abbildung 58: Zeitpunkt der Probenahme von Oberflächenabfluss und Sickerwasser an Standort 16 und Niederschlag und Temperatur (in Inzing gemessen)

Tabelle 18: Schwermetall-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und Sickerwasser von Standort 16

	Datum	Oberflächen-abfluss	Sickerwasser	Sickerwasser (%Oberfl.-Abfluss)
Zink	13./14.01.2011	0.844 mg/l	0.356 mg/l	42 %
	17./18.01.2011	0.262 mg/l	0.216 mg/l	82 %
	20./24.01.2011	0.840 mg/l	0.199 mg/l	24 %
	18./21.02.2011	0.551 mg/l	0.276 mg/l	50 %
	21./24.02.2011	0.273 mg/l	0.296 mg/l	109 %
Kupfer	13./14.01.2011	0.124 mg/l	0.009 mg/l	7 %
	17./18.01.2011	0.029 mg/l	0.003 mg/l	10 %
	20./24.01.2011	0.140 mg/l	0.003 mg/l	2 %
	18./21.02.2011	0.125 mg/l	0.015 mg/l	12 %
	21./24.02.2011	0.044 mg/l	0.008 mg/l	17 %
Nickel	13./14.01.2011	0.057 mg/l	0.015 mg/l	26 %
	17./18.01.2011	0.034 mg/l	0.015 mg/l	42 %
	20./24.01.2011	0.048 mg/l	0.036 mg/l	74 %
	18./21.02.2011	0.123 mg/l	0.028 mg/l	23 %
	21./24.02.2011	0.049 mg/l	0.029 mg/l	60 %
Blei	13./14.01.2011	0.059 mg/l	0.010 mg/l	16 %
	17./18.01.2011	0.052 mg/l	0.004 mg/l	8 %
	20./24.01.2011	0.042 mg/l	0.016 mg/l	38 %
	18./21.02.2011	0.044 mg/l	0.012 mg/l	27 %
	21./24.02.2011	0.005 mg/l	0.011 mg/l	249 %

Fortsetzung Tabelle 18

	Datum	Oberflächen-abfluss	Sickerwasser	Sickerwasser (%Oberfl.-Abfluss)
Cadmium	13./14.01.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
	17./18.01.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
	20./24.01.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
	18./21.02.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
	21./24.02.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
Chrom	13./14.01.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
	17./18.01.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
	20./24.01.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
	18./21.02.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
	21./24.02.2011	nicht detektiert	nicht detektiert	
Chlorid	13./14.01.2011	18 g/l	14 g/l	76 %
	17./18.01.2011	19 g/l	3 g/l	14 %
	20./24.01.2011	11 g/l	2 g/l	16 %
	18./21.02.2011	14 g/l	3 g/l	20 %
	21./24.02.2011	64 g/l	4 g/l	7 %

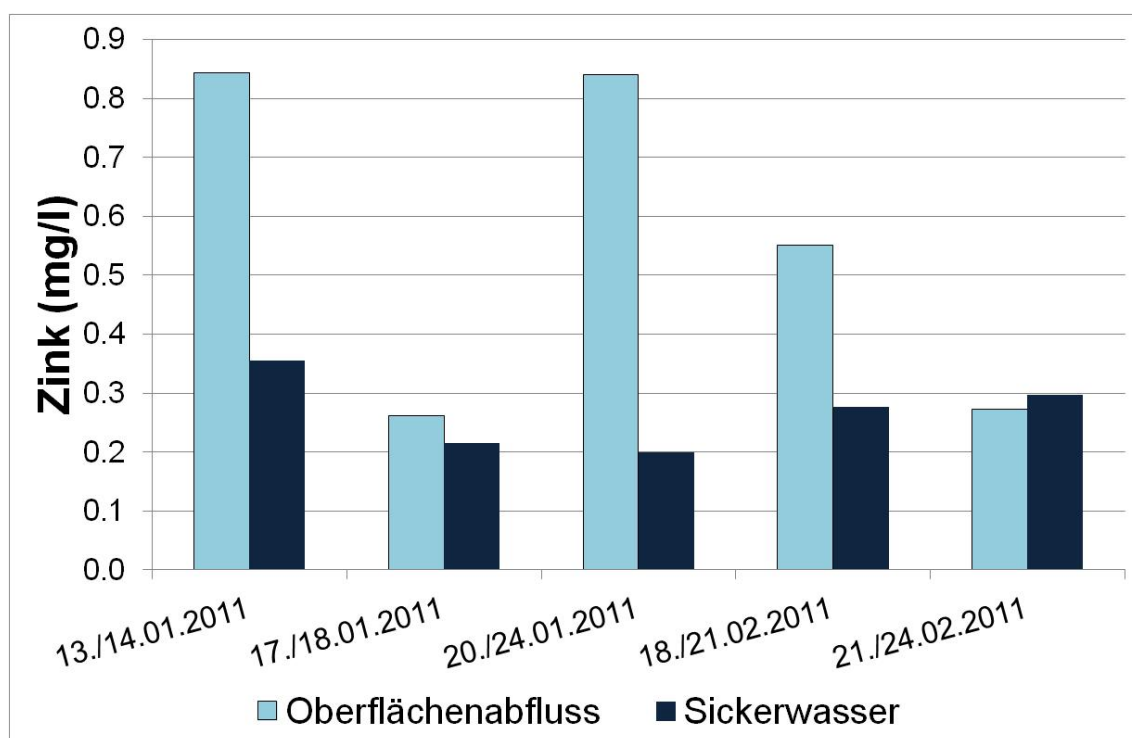


Abbildung 59: Zink im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)

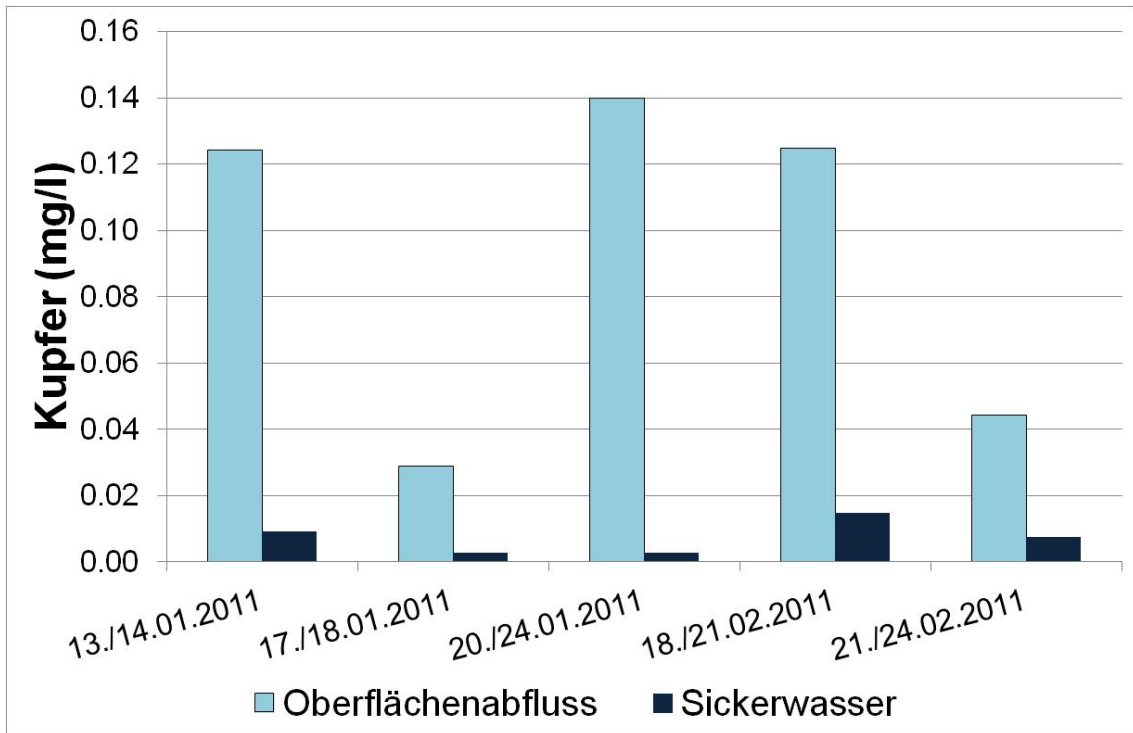


Abbildung 60: Kupfer im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)

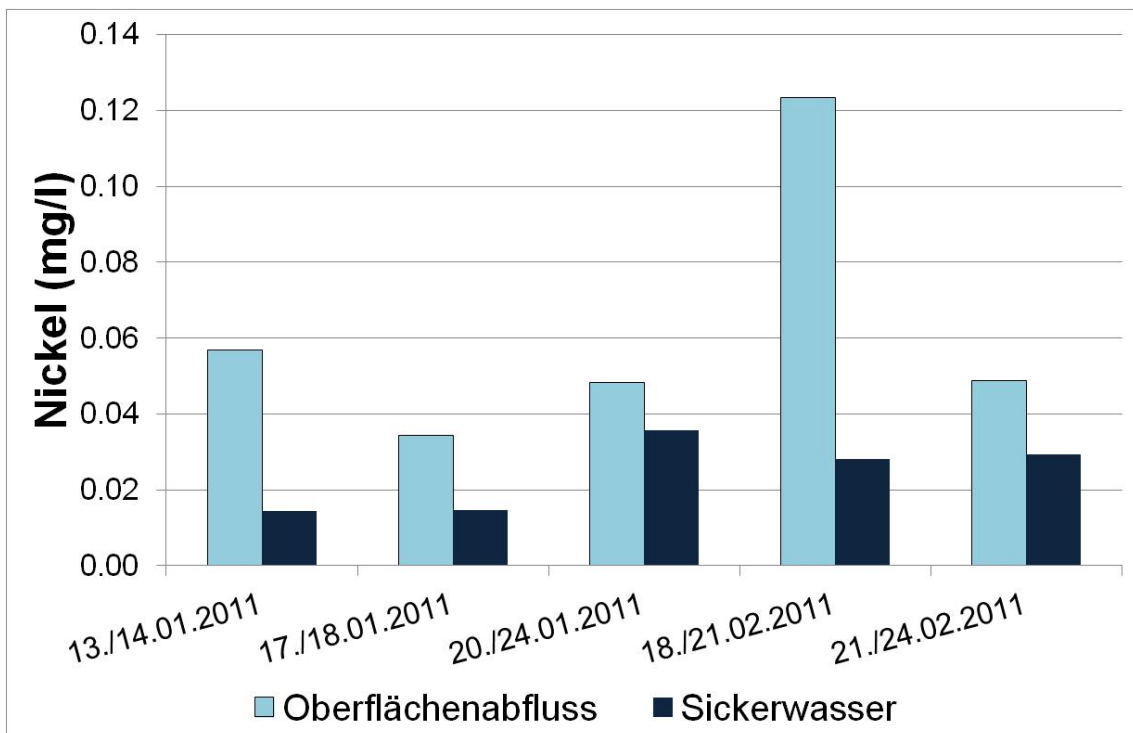


Abbildung 61: Nickel im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)

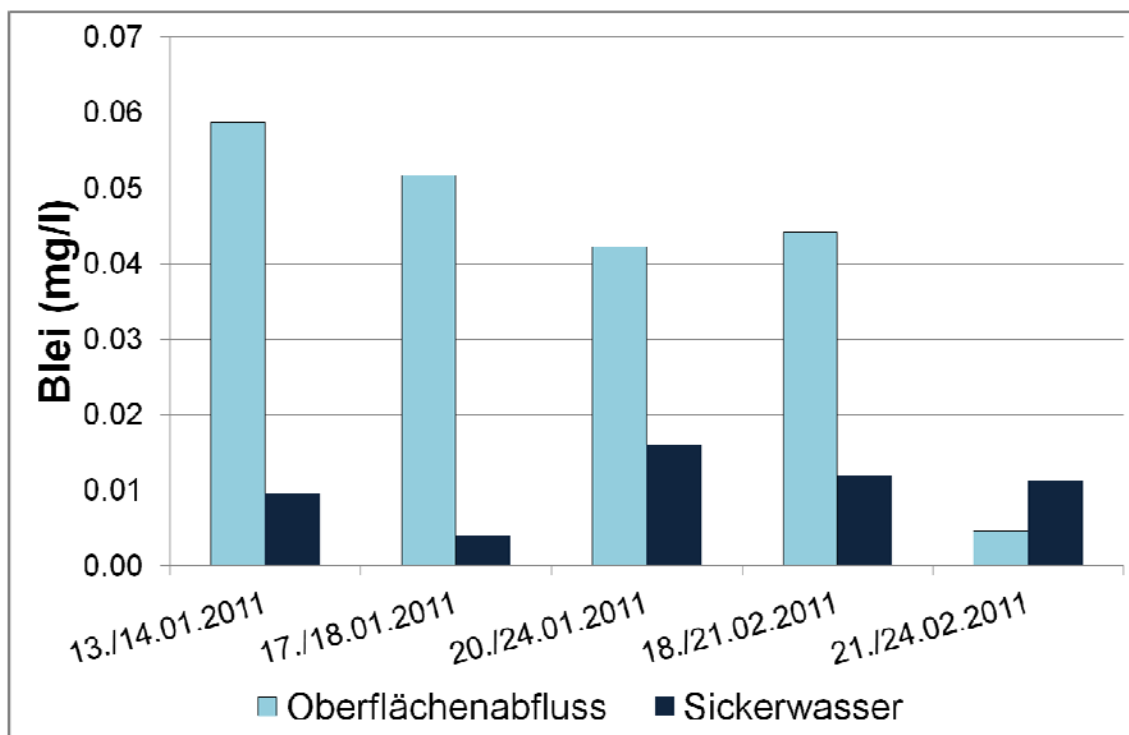


Abbildung 62: Blei im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)

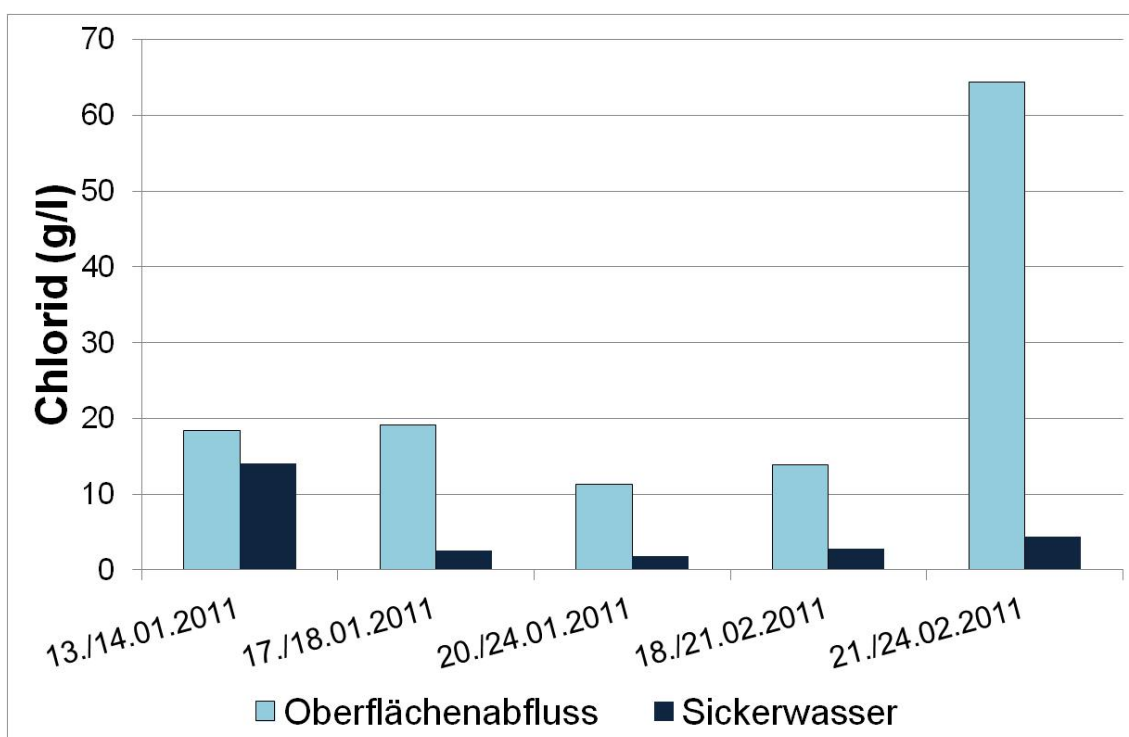


Abbildung 63: Chlorid im Oberflächenabfluss und Sickerwasser (Winter 2010/2011)

6 Literaturverzeichnis

- Achleitner S., Engelhard C., Stegner U. und Rauch W. (2006). Hydraulische und stoffliche Leistungsfähigkeit von Muldenversickerungen. Studie im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Innsbruck, Österreich.
- Achten C., Kolb A. und Puttmann W. (2001). Methyl tert-butyl ether (MTBE) in urban and rural precipitation in Germany. *Atmospheric Environment*, 35 (36), 6337-6345.
- Adolphs J. (1994). Thermodynamische Beschreibung der Sorption. Dissertation. Universität GH Essen, Forschungsberichte aus dem Fachbereich Bauwesen, Heft 61.
- Amrhein C., Strong J. E. und Mosher P. A. (1992). Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science and Technology*, 26, 703-709.
- ATV-DVWK-A 138 (2002). Arbeitsblatt ATV-DVWK-A138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. ISBN 3-933707-41-2, ATV-DVWK (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall), Vertrieb: GFA (Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik) e.V., Hennef, Germany.
- Bäckström M. (2003). Grassed swales for stormwater pollution control during rain and snowmelt. *Water Science and Technology*, 48 (9), 123-134.
- BGBl. Nr. 39/2008 (2008). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008). Österreichisches Bundesgesetzblatt, Verordnung 39, BGBl. Nr. 39/2008,
- BGBl. Nr. 164/1996 (Änderungen in BGBl. Nr. 49/2004). Verordnung des Bundesministers für Umwelt ueber die Ablagerung von Abfaellen (Deponieverordnung). Oesterreichisches Bundesgesetzblatt, Verordnung 164, BGBl. Nr. 164/1996,
- Dierkes C. (1999). Verhalten von Schwermetallen im Regenabfluss von Verkehrsflächen bei der Versickerung über poröse Deckbeläge. Dissertation. Fachbereich Bauwesen, Universität GH Essen, Veröffentlicht in: Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Heft 14,
- DIN 18121-1 (1998). Untersuchung von Bodenproben - Wassergehalt - Teil 1: Bestimmung durch Ofentrocknung.
- DIN 18123 (1996). Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung.
- DIN 18125-2 (1999). Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Dichte des Bodens - Teil 2: Feldversuche.
- DIN 18128 (2002). Baugrund - Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung des Glühverlustes.
- DIN 18196 (2006). Erd- und Grundbau - Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke.

- DIN 19682-7 (2006). Bodenbeschaffenheit - Felduntersuchungen - Teil 7: Bestimmung der Infiltrationsrate mit dem Doppelzylinder-Infiltrometer.
- DIN EN ISO 15587 (2002). Wasserbeschaffenheit - Aufschluss für die Bestimmung ausgewählter Elemente in Wasser - Teil 2: Salpetersäure-Aufschluss Beuth Verlag GmbH.
- Engelhard C., De Toffol S., Lek I., Rauch W. und Dallinger R. (2007). Environmental impacts of urban snow management - The alpine case study of Innsbruck. *The Science of the Total Environment*, 382, 286–294.
- Fach S. (2006). Retentionswirkung und Stoffrückhalt von ausgewählten wasserdurchlässig befestigten Verkehrsflächen. Dissertation. Fachbereich Bauwissenschaften, Universität Duisburg-Essen, Veröffentlicht in: Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen, Heft 28,
- Fritsche J. und Meisel T. (2004). Determination of anthropogenic input of Ru, Rh, Pd, Re, Os, Ir and Pt in soils along Austrian motorways by isotope dilution ICP-MS. *Science of The Total Environment*, 325 (1-3), 145-154.
- Fritsche W. (1998). Umwelt-Mikrobiologie. Gustav Fischer, Jena; Stuttgart; Lübeck; Ulm. 3-437-35008-0.
- Genç-Fuhrman H., Mikkelsen P. S. und Ledin A. (2007). Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. *Water Research*, 41 (3), 591-602.
- Glenn D. W. und Sansalone J. J. (2002). Accretion of pollutants in snow exposed to urban traffic and winter storm maintenance activities. II. *Journal of Environmental Engineering*, 128 (2), 167-185.
- Göbel P., Dierkes C. und Coldewey W. G. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91 (1-2), 26-42.
- Kasting U. (2003). Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen. Dissertation. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern, Veröffentlicht in: Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 17,
- Land Tirol (2005). Leitfäden der Tiroler Siedlungswasserwirtschaft - Entsorgung von Oberflächenwässern.
<http://www.tirol.gv.at/fileadmin/www.tirol.gv.at/themen/umwelt/wasser/wasserinfo/downloads/oberflaechenwaesser-leit-200502.pdf>, Amt der Tiroler Landesregierung, Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Innsbruck, Austria.
- Lewandowski J., Leitschuh S. und Koß V. (1997). Schadstoffe im Boden Springer Verlag, Berlin. 3-540-62643-3.
- Löfgren S. (2001). The chemical effects of de-icing salt on soil and stream water of five catchments in southeast Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 863-868.
- Marsalek J. (2003). Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science and Technology*, 48 (9), 61-70.
- Merget R. und Rosner G. (2001). Evaluation of the health risk of platinum group metals emitted from automotive catalytic converters. *The Science of The Total Environment*, 270 (1-3), 165-173.

- Muthanna T. M., Viklander M., Blecken G. und Thorolfsson S. T. (2007). Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. *Water Research*, 41 (18), 4061-4072.
- Norrström A. C. und Jacks G. (1998). Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *The Science of the Total Environment*, 218 (2-3), 161-174.
- OENORM B 2506-1 (2000). Regenwasser-Sickeranlagen für Abläufe von Dachflächen und befestigten Flächen - Anwendung, hydraulische Bemessung, Bau und Betrieb. Oesterreichisches Normungsinstitut, Vienna, Austria.
- OEWA V R35 (2003). OEWA V- Regelblatt 35: Behandlung von Niederschlagswässern. Oesterreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Vienna, Austria.
- Rasa K., Peltovuori T. und Hartikainen H. (2006). Effects of de-icing chemicals sodium chloride and potassium formate on cadmium solubility in a coarse mineral soil. *Science of the Total Environment*, 366, 819-825.
- Rosell M., Lacorte S. und Barcelo D. (2006). Analysis, occurrence and fate of MTBE in the aquatic environment over the past decade. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 25 (10), 1016-1029.
- Roy W. R., Krapack I. G., Chou S. F. J. und Griffin R. A. (1991). Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals. Illinois State Geological Survey, Technical Resource Document, EPA/530-SW-87-006-F, <http://nepis.epa.gov/EPA/html/Pubs/pubtitle.htm>.
- Scheffer F. (2002). Lehrbuch der Bodenkunde / Scheffer ; Schachtschabel. 15. Aufl., Spektrum Akad. Verl., Heidelberg. 978-3-8274-1324-6.
- Schmidt T. C., Schirmer M., Wei H. und Haderlein S. B. (2004). Microbial degradation of methyl tert-butyl ether and tert-butyl alcohol in the subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology*, 70 (3-4), 173-203.
- Stenmark C. (1995). An alternative road construction for stormwater management in cold climates. *Water Science & Technology*, 32 (1), 79-84.
- Sutinen R., Hänninen P. und Venäläinen A. (2008). Effect of mild winter events on soil water content beneath snowpack. *Cold Regions Science and Technology*, 51 (1), 56-67.
- Viklander M. (1998). Snow quality in the city of Lulea, Sweden -- time-variation of lead, zinc, copper and phosphorus. *The Science of the Total Environment*, 216 (1-2), 103-112.
- Welker A. und Dittmer U. (2005). Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen und PAK. *GWF- Wasser, Abwasser*, 146 (4), 320-332.
- Westerlund C. (2007). Road runoff quality in cold climates. Doctoral thesis. Civil and Environmental Engineering / Architecture and Infrastructure, Luleå University of Technology, Luleå, Sweden.