

Abschlussbericht

Kurzfassung

Zum F+E Vorhaben „Konzepte für eine nachhaltige Nutzung von langjährig betriebenen Versickerungsanlagen“ – KONVERT

Teil: „Sickerwasserkonzentrationen“

durchgeführt durch das FG Ökohydrologie & Landschaftsbewertung
der Technischen Universität Berlin



Gefördert durch das

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft,
Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Bearbeitungszeitraum 17.10.2017 – 30.06.2020

Hauptverantwortliche Autoren:

MSc. Arne Reck

Dr.-Ing. Björn Kluge TU Berlin, FG Ökohydrologie und Landschaftsbewertung,
Berlin

Unter der Mitwirkung von:

BSc. Mogens Thalmann

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	iii
Abkürzungsverzeichnis	iv
1 Aufgabenstellung	5
2 Stand der Forschung	6
2.1 National	6
2.2 International	7
2.3 Schwermetalltransport in Böden	8
3 Methodik und Vorgehensweise	9
3.1 Messstellen	9
3.1.1 Auswahl der Messstandorte	9
3.1.2 Standortcharakterisierung	10
3.1.3 Konzeption der Messstellen	11
3.2 Labormethoden	15
4 Ergebnisse der Messstellen	17
4.1 Funktion der Messstellen	17
4.2 Sickerwasserkonzentrationen	18
4.2.1 Probenübersicht	18
4.2.2 Gegenüberstellung der Metallkonzentrationen im Zufluss	18
4.2.3 Gegenüberstellung der Metallkonzentrationen im Sickerwasser	21
4.2.4 Reinigungsleistung der untersuchten Mulden	23
4.2.5 Bedeutung der Sickerwasserqualitäten für die Umwelt	24
5 Zusammenfassende Betrachtung der Ergebnisse	25
6 Publikationen	27
7 Literaturverzeichnis	28

Abkürzungsverzeichnis

Ar	Arsen
BG	Bestimmungsgrenze
Cd	Cadmium
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
EDTA	Ethylenediaminetetraacetic acid
GSM	Global System for Mobile Communications
GV	Glühverlust
Hg	Quecksilber
ICP-OES	Optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LEIREV	Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LF	Elektrische Leitfähigkeit
M1	Standort 1
M2	Standort 2
M3	Standort 3
MULNV	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
Ni	Nickel
NWG	Nachweisgrenze
OB	Oberboden
P1	Messpunkt 1
P2	Messpunkt 2
Pb	Blei
UB	Unterboden
UG	Untergrund
Zn	Zink

1 Aufgabenstellung

Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsanlagen mit der Versickerung über einen bewachsenen Bodenkörper wie Mulden sind seit über 20 Jahren Stand der Technik und werden im ländlichen wie urbanen Raum vielfach eingesetzt. Sie bieten gegenüber der Ableitung und der Versickerung über Rigolen eine Vielzahl von ökonomischen und ökologischen Vorteilen. Dazu zählt neben der Stabilisierung des Wasserhaushalts durch den Rückhalt, die Versickerung und Reinigung von Regenwasser auch die Verdunstung, die sich kühlend auf die Umgebung auswirkt. Somit zeichnen sich bewachsene Mulden ebenfalls als wichtiger Baustein zur Anpassung an den Klimawandel aus, vor allem im städtischen Bereich.

Während die technische Ausführung dieser Anlagen bei ihrem Neubau klar geregelt ist, gibt es nur wenig systematische Erkenntnisse bezüglich der Funktionserfüllung von langjährig betriebenen Anlagen. Unsicherheiten gibt es vor allem bezüglich der Belastung und des Schadstoffrückhalts hinsichtlich der Einhaltung der Prüfwerte für Sickerwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999). Bei Erschließungs- und Entwässerungsplanungen werden bei Dimensionierung und angenommenen Lebensdauern von Mulden oftmals hohe Sicherheitsabschläge angesetzt. Daher kommt es in der planerischen Praxis bei der Bewertung und Auswahl gemäß den Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen nach der LAWA (DWA, 2012) oftmals zum Ausschluss. Zentrale Ableitungsvarianten werden aufgrund höherer Planungssicherheit in der Folge trotz ökologischer und ökonomischer Nachteile vorgezogen. Seitens der kommunalen Straßenbauverwaltung werden zudem häufig Gefährdungspotenziale für das Grundwasser angeführt, deren Relevanz bisher nicht abschließend geklärt ist.

Um die Ausführung von Mulden weiter voranzutreiben, abzusichern und zu einer Verbesserung der Planungssicherheit beizutragen, bedarf es daher einer systematischen Aufnahme und Bewertung langjährig betriebener Versickerungsmulden. Im Rahmen des Vorgängerprojekts LEIREV (Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenversickerungsanlagen) (Kluge et al. 2016) hat zum Teil erhöhte stoffliche Belastungen im Muldensubstrat aufgedeckt. Diese Erkenntnis wirft die Frage nach der Qualität von Sickerwasser nach der Passage von Versickerungsmulden auf. Im Falle einer negativen Beeinflussung von Sickerwasser stellt sich als weitere Frage, ob und wie dieser Beeinträchtigung entgegnet werden kann.

Im Rahmen von KONVERT wurden deshalb vier Versickerungsmulden mit Betriebszeiten von über 20 Jahren hinsichtlich ihres Austragsrisikos für Schwermetalle näher untersucht. Für diese Forschungsfrage wurden spezielle Sickerwassermonitoringanlagen entwickelt und aufgebaut. Diese ermöglichten eine kontinuierliche Beprobung von Sickerwasser nach der Passage des belebten Oberbodens, um so die mobile Schwermetallfraktion im Muldensubstrat, bzw. unterhalb des technischen Bauwerks Mulde qualitativ abzuschätzen zu können.

2 Stand der Forschung

2.1 National

Der Stand des Wissens und der Technik für Anlagen mit Versickerung von Niederschlagsabfluss über den belebten Bodenkörper (Mulden) ist durch verschiedene Studien und F+E Vorhaben dokumentiert. Dabei wurden hauptsächlich die hydraulische Leistungsfähigkeit, z. T. aber auch die stoffliche Situation einzelner Anlagen begutachtet. Allerdings stammen diese Studien vornehmlich aus den 90er Jahren. Viele Untersuchungen und Aussagen beziehen sich zudem auf Anlagen mit nur kurzer Betriebszeit (<5 Jahre). Mit dem F+E Vorhaben „Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen“ (LEIREV) im Rahmen von ResA (Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW), das sich der grundlegenden Bestandsaufnahme von Regenwasserversickerungsanlagen mit einem Alter >10 Jahren widmete, liegt nun eine aktuelle Bestandsaufnahme der hydraulischen und stofflichen und betrieblichen Situation von langjährig betriebenen Versickerungsanlagen vor. In anderen Bundesländern fanden ebenfalls Untersuchungen an Mulden statt. In Berlin entwickelte das BMBF geförderte F+E Vorhaben KURAS (06/2013 bis 05/2016) neue Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme.

Im Projekt LEIREV wurden dazu eine Vielzahl von Anlagen hinsichtlich des Betriebes sowie quantitative und qualitative Parameter untersucht (Kluge et al. 2016). Dadurch wurde ein weiterer Beitrag zur Erweiterung des Wissensspektrums geleistet. Allerdings tauchten dort Fragen bezüglich der Verteilung des Abflusswassers auf der Fläche und Sickerwasserqualität unterhalb der Anlagen und der Funktionsfähigkeit von langjährig betriebenen Rigolen Systemen auf. Diese Fragen konnten im Zuge von LEIREV nicht beantwortet werden, weisen jedoch eine sehr hohe Praxisrelevanz auf.

Detaillierte Untersuchungen der stofflichen Belastung im Muldensubstrat und Bodenwasser wurden vor allem für Straßenbegleitböden sowie dem dazugehörigen Niederschlagsabfluss durchgeführt (Horstmeyer et al. 2018, Wessolek und Kluge 2012, Werkenthin et al. 2014). Bezüglich der Belastung im Muldensubstrat zeigen alle Studien klar erhöhte Werte in unmittelbarer Nähe zum Zulauf, die mit steigender Entfernung jedoch rasch abnehmen und bereits nach 5 bis 10 m unauffällige Gehalte erreichen. Untersuchungen von Metallkonzentrationen im Sickerwassers zeigen keine Überschreitungen der Prüfwerte nach BBodSchV (1999) – allerdings kann aufgrund der hohen hydraulischen Frachten nicht ausgeschlossen werden, dass erhöhte Stofffrachten in Richtung Grundwasser transportiert werden (Werkenthin et al. 2014). Für Dachabflüsse wurden ebenfalls stark erhöhte Belastungen im Einlaufbereich festgestellt – insbesondere für Zink – und lokale ausgeschöpfte Sorptionspotentiale im Oberboden (Kluge et al. 2016, Rommel 2019).

Daraus lässt sich ein erhöhtes Risiko einer Grundwasserkontamination vermuten, was allerdings nur durch Qualitätsanalysen realer Sickerwässer sicher festgestellt werden kann.

2.2 International

Im internationalen Vergleich sind vor allem Studien aus den USA, Frankreich, Australien und Skandinavien zu finden. Diese befassen sich häufig mit Fragen der Infiltrationsleistung und der Kolmation, einige mit der Schadstoffakkumulation, bzw. der Schadstoffretention. Die Ergebnisse können in der Regel jedoch nicht übertragen werden, da sich die Systeme zum Teil sehr stark von den in der BRD umgesetzten Anlagen unterscheiden. International werden zwar ebenfalls häufig Mulden/Rigolen Systeme konstruiert und umgesetzt, diese sind in der Regel aber mit Mulch abgedeckt und zudem mit Sträuchern bepflanzt (Dietz und Clausen 2006, Achleitner et al. 2007, Li und Davis 2008, Jones und Davis 2013). Darüber hinaus sind solche Anlagen häufig gefasst und haben damit eine undurchlässige Schicht im Untergrund, weshalb Sickerwasser wesentlich einfacher untersucht werden kann. International gibt es keine einheitliche Nomenklatur für Versickerungsanlagen. Generell werden Ansätze für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung unter dem Begriff „Sustainable Drainage Systems“, kurz SuDS, zusammengefasst (Fletcher et al. 2015). Erfolgt die Versickerung über die belebte Bodenzone werden solche Systeme üblicherweise als „Bioretention System“ oder „Rain Gardens“ bezeichnet, wobei letztere üblicherweise gärtnerisch gestaltet werden und häufig auch als ästhetische Begrünungselemente eingesetzt werden. Auch hier zeigt sich bisher, dass die Frage nach dem idealen Aufbau, Bewirtschaftung, Bepflanzung, Art der Beschickung und Langzeitverhalten nicht abschließend geklärt sind (Davis et al. 2009, Liu et al. 2014, Tedoldi et al. 2016).

Analysen der Belastung im Muldensubstrat zeigen ebenfalls klare Belastungsschwerpunkte die sich punktuell um den Zulaufpunkt konzentrieren (Tedoldi et al. 2017). Vertikale Metallgehalte im Muldensubstrat zeigen stark erhöhte Gehalte im Oberboden die in den meisten Fällen aber bereits nach 10 cm stark abnehmen und in Tiefen von 30 bis 40 cm unbedenkliche Werte erreichen (Tedoldi et al. 2016). Allgemein wurden für einen Großteil der Anlagen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung eine Reinigungsleistung von 50 bis 99 % festgestellt (Kabir et al. 2014). Als wichtigste Mechanismen der Regenwasserreinigung sind die Filterung und Sorption zu betrachten, die durch eine Vielzahl an biotischen und abiotischen Umweltfaktoren wie Temperatur, Bodenchemismus, Feucht-trocken Perioden, Laufzeit und Aufnahme durch Pflanzen beeinflusst werden (LeFevre et al. 2015). Unklarheit herrscht allerdings darüber welche Faktoren wann und wo überwiegen, da Laborexperimente zum Teil widersprüchliche Ergebnisse liefern.

2.3 Schwermetalltransport in Böden

Allgemein wird das Risiko einer Grundwasserverunreinigung durch mit Schwermetallen belastete Böden anhand von Elutionsversuchen abgeschätzt. Deren einfache Anwendung rechtfertigt den breiten Einsatz von Elutionsversuchen, allerdings haben solche Analysen nur eine begrenzte Aussagekraft, weil zeitliche Schwankungen des Bodenmilieus vernachlässigt werden (Öberg und Bergbäck 2005). Änderungen des pH-Wertes, Redoxpotential, Ionenstärke und der Gehalt an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) – um nur einige Bodenparameter zu nennen – beeinflussen die Mobilität von Schwermetallen in Böden wesentlich (Bradl 2004, Charlatchka und Cambier 2000, Chuan et al. 1996, Kabala et al. 2014, Zia et al. 2018).

Obwohl an die Bodenmatrix adsorbierte Metalle unter neutralen pH-Werten traditionell als fest gebunden betrachtet werden (Bradl 2004), ist diese Bindung reversibel und kann durch Änderungen des Bodenmilieus (LeFevre et al. 2015), Mähen (Leroy et al. 2017), oder durch die Anwesenheit kompetitiver Ionen durch den Einsatz von Enteisungsmitteln (Bäckström et al. 2004b) aufgehoben werden. Darüber hinaus kann sich der Festphasengehalt mit der Zeit ändern. Insbesondere in urbanen Gebieten gibt es viele diffuse Metallquellen als typische Emissionen von Straßenverkehr (Harrison und Thorpe 2008; Huber et al. 2016, Kayhanian et al. 2012), Metaldächern (Gromaire et al. 2002, Kumpiene et al. 2017) und straßenbegleitenden Strukturen (Bertling et al. 2006) und allgemein als Luftdeposition (Hernandez et al. 2003, Wong et al. 2006). Zusätzlich können Cocktails, die aus mehreren Metallen bestehen und in den Bodenkörper eingetragen werden andere Metalle als konkurrierende Kationen mobilisieren (z.B. Montalvo und Smolders 2019).

In mehrere Studien wurde der Transport von Schwermetallen im Bodenkörper anhand von Säulenexperimente untersucht (Fang et al. 2017, Gülbaz et al. 2015, Y.-J. Kim et al. 2008, Knight et al. 1998). Nur wenige Studien haben dagegen Metallkonzentrationen in situ untersucht, also im „realen Sickerwasser“. Trowsdale und Simcock (2011), Kluge et al. 2014 und Werkenthin et al. (2016) verwendeten Lysimeter zur Untersuchung der Metallretention auf dem Feldmaßstab. Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei der partikulären Metallfraktion aufgrund doppelt so hoher Belastungen im Vergleich zur gelösten Fraktion, wie Werkenthin et al. (2016) zeigen. Moreno-Jiménez et al. (2011) haben Porenwasser für eine Reihe kontaminierter und nichtkontaminierter Standorte mittels aktiver Probennahmegeräte extrahiert und damit gezeigt, dass dies Methode für die Risikoabschätzung einer Grundwasserbeeinträchtigung anwendbar ist. Allerdings sollte die Methode mindestens über ein Jahr hinweg durchgeführt werden, um saisonale von standortspezifischen Gegebenheiten zu trennen (Moreno-Jiménez et al., 2011).

Kabala et al. (2014), Kluge und Wessolek (2012) sowie Zia et al. (2018) haben über einen längeren Zeitraum (>1 Jahr) Bodenlösung mittels aktiven Probennahmegeräten untersucht, mit dem Ergebnis klarer, raumzeitlicher Muster der Metallmobilität. Dabei korreliert die Sickerwasserkonzentration der Metalle hauptsächlich mit dem pH-Wert des Bodenporenwassers. Kabala et al. (2014) identifizierten darüber hinaus einen Effekt des DOC-Gehalts auf die Metallverlagerung.

3 Methodik und Vorgehensweise

3.1 Messstellen

3.1.1 Auswahl der Messstandorte

Insgesamt wurden drei Standorte für die Errichtung der Messstellen ausgewählt. Da der Nutzungstyp im Einzugsgebiet von Versickerungsmulden zu charakteristischen Schadstoffbelastungen im Muldenzulauf führt, erfolgte die Standortauswahl unter Berücksichtigung des Hauptnutzungstyps im Einzugsgebiet. Diese lassen sich grob einteilen in:

- 1) Straßenabläufe (Wohngebiet, DTV <2000 Kfz d⁻¹)
- 2) Abläufe von Flächen mit gewerblicher Nutzung
- 3) Dachabläufe

Für die beiden restlichen Hauptnutzungstypen wurden eine Vorauswahl auf Basis der im Vorgängerprojekt LEIREV erhobenen Boden- und Nutzungsparameter getroffen. Die endgültige Auswahl der Standorte erfolgte gemeinsam mit den fachlichen Betreuern seitens des LANUV bei dem Kick-off Termin am 25.01.2018. Tabelle 1 fasst die ausgewählten Standorte und entsprechende Akronyme für die Zuweisung im Text zusammen. Im folgenden Kapitel werden die Standorte der Messstellen kurz charakterisiert.

Tabelle 1: Akronyme der drei Untersuchungsstandorte und der entsprechenden Messpunkte. Im nachfolgenden Text werden die Akronyme einheitlich verwendet um auf den entsprechenden Standort/Messpunkt zu verweisen.

Bezeichnung	Standort/Eigenschaften
M1	Raum Berlin, zwei Messpunkte M1-P1 und M1-P2
M2	Nördliches Ruhrgebiet, zwei Messpunkte M2-P1 und M2-P2
M3	Zentrales Ruhrgebiet, zwei Messpunkte M3-P1 und M3-P2

3.1.2 Standortcharakterisierung

3.1.2.1 Standort M1

Für den Hauptnutzungstyp 1) wurde die bereits im F+E Antrag skizzierte Versickerungsmulde im Raum Berlin ausgewählt. Bei dieser Anlage handelt es sich um ein Mulden-Rigolen-System entlang einer öffentlichen Straße, welches 1998 in Betrieb genommen wurde. Die Anlage liegt in einem verkehrsberuhigten Neubaugebiet, welches Mitte der 90er Jahre entstand. Die ca. 42 m² große Mulde ist laut Planunterlagen an 649 m² versiegelter Fläche angeschlossen, womit sich ein Anschlussverhältnis von 15,5:1 ergibt. Der Zulauf des Regenwassers fließt einerseits vom Gehweg und andererseits von der Straße flächig in die Mulde (Abbildung 1).



Abbildung 1: Ausgewähltes Mulden-Rigolen System im Raum Berlin für den Hauptnutzungstyp Straßenabflüsse im Wohnbereich (M1). Niederschlagsabfluss wird flächig von der angrenzenden Straße (rechts) und dem Gehweg (links) eingeleitet.

3.1.2.2 Standort M2

Für den Hauptnutzungstyp 2) wurde die Versickerungsmulde eines Logistikunternehmens in NRW ausgewählt, die 1995 fertiggestellt wurde. Auf der zu entwässernden Fläche werden vorrangig Rangierarbeiten durchgeführt, insbesondere durch Gabelstapler und Schwerlastverkehr. Der anfallende Niederschlagsabfluss wird über Schacht- bzw. Schlitzrinnen gesammelt und über punktuelle Einlässe in die Versickerungsmulde eingeleitet (Abbildung 2). Zusätzlich befindet sich ein großer Gebäudekomplex des Unternehmens auf dem Gelände, dessen Dachabfluss ebenfalls punktuell in die Mulde geleitet wird. Insgesamt ist der etwa 140 m² großen Mulde eine abflusswirksame Fläche von 2540 m² angeschlossen, woraus sich ein Anschlussverhältnis von 18,4:1 ergibt.



Abbildung 2: Versickerungsmulde (M2) im nördlichen Ruhrgebiet für den Hauptnutzungstyp Gewerbe. Die Mulde wird über einen punktuellen Zulauf beschickt (rechter Bildrand).

3.1.2.3 Standort M3:

Für den Hauptnutzungstyp 3) wurde die Versickerungsmulde eines Kleingewerbes ausgewählt. Bei dieser Anlage handelt es sich ebenfalls um ein Mulden-Rigolen-System, das 1995 in Betrieb genommen wurde und über welches Dachabläufe sowie in geringem Umfang der Abfluss von Parkplätzen versickert werden (Abbildung 3). Die Anlage ist in etwa 257m² groß und hat bei einer angeschlossenen Dachfläche von 1800m² ein Anschlussverhältnis von 7:1.



Abbildung 3: Ausgewähltes Mulden-Rigolen System im zentralen Ruhrgebiet für den Hauptnutzungstyp Dachabflüsse (M3). Die Mulde wird punktuell mit Dachabläufen (rechter Bildrand) und in geringem Umfang mit Abflüssen des Parkplatzes (linker Bildrand) beschickt.

3.1.3 Konzeption der Messstellen

3.1.3.1 Grundsätzliche Überlegungen

Der Fokus der Monitoringversuche an den Muldenmessstellen lag auf dem Sammeln von Sickerwasser in situ, d. h. im Boden nach Passage des belebten Oberbodens. Der Übergang von belebtem Oberboden zu Unterboden wurde als Ort der Beprobung ausgewählt, weil innerhalb dieser Bodenzone die wesentlichen Speicher- und Umwandlungsprozesse von eingeleiteten Schadstoffen stattfinden. Für das Sammeln des Sickerwassers werden Saugkerzen verwendet.

Bei sehr hohem Unterdruck (>600 hPa) wird sogenanntes Matrixwasser gesammelt, das heißt Wasser, welches fest an den Boden gebunden ist und nicht zur Versickerung beiträgt. Deshalb wurde die Messstelle so konzipiert, dass der Unterdruck an den Saugkerzen diskontinuierlich und mit definiertem Druck angelegt werden konnte. Diskontinuierlich bedeutet in diesem Fall, dass der Unterdruck erst angelegt wird, wenn die Bodenfeuchte den Bodenfeuchtwert bei Feldkapazität (Bodenwassergehalt, den der Boden entgegen der Schwerkraft über einen längeren Zeitraum halten kann) übersteigt und somit das infiltrierende Wasser in tiefere Bodenschichten sickert.

Die Höhe des Unterdrucks wurde dabei so gewählt, dass das Matrixpotential des Bodens nur gering überschritten wird, gleichzeitig aber hoch genug war, um Sickerwasser aus dem Boden zu extrahieren.

Für die Regelung der Messstellen wurde ein GSM-Modul (Global System for Mobile Communications) verwendet. Eine detaillierte Darstellung und Diskussion des entwickelten Messprinzips sind über die Publikation Reck et al. (2019) frei abrufbar. Abbildung 8, Abbildung 11 und Abbildung 14 veranschaulichen die fertig gestellten Messstellen aller drei Standorte.

3.1.3.2 Aufbau

Pro Messstelle wurden an zwei Punkten jeweils fünf Saugkerzen installiert. Für den Typ Mulde mit flächigem Zulauf (Berlin) wurden beide Muldenpunkte am Sattelpunkt der Mulde mit etwa ca. 10 m Entfernung voneinander eingebaut.

Für den Typ Mulde mit punktuelltem Zulauf (NRW) wurde der erste Punkt in unmittelbarer Nähe zum Einlauf platziert und der zweite Punkt in ca. 10 m Entfernung vom Einlauf. Pro Punkt wurde eine Handschachtung ausgehoben und der Einbau der Saugkerzen erfolgte radial um die Handschachtung mit einem Winkel von 45° (Abbildung 4) um präferentielles Fließen von der Oberfläche entlang den Saugkerzen zu verhindern. Die Einbautiefe wurde für jede Saugkerze individuell festgelegt (25 bis 40 cm unter Geländeoberkante), um sicherzustellen, dass sich die poröse Membran der Saugkerze an der Unterkante des Ah-Horizontes (Oberbodenhorizont) befindet (Abbildung 5). Abbildung 6 zeigt die Handschachtung nach Einbau der Saugkerzen – lediglich der Schlauch für Unterdruck und Bodenwasserextraktion sind noch zu sehen, die Saugkerzen selbst sind komplett im Muldensubstrat eingebaut. Jede Saugkerze wurde an ein Sammelgefäß angeschlossen, welches wiederum über eine Ringleitung mit der Vakuumpumpe verbunden ist (Abbildung 7).



Abbildung 4: Einbau der Saugkerzen mit definiertem Winkel. Dadurch wird eine einheitliche Einbautiefe der Saugkerzen bei schrägem Einbau sichergestellt.

Abbildung 5: Bohrkern aus Saugkerzeneinbau. Die Einbautiefe wurde so gewählt, dass sich die poröse Membran der Saugkerze an der Unterkante des Ah-Horizontes befindet.

Abbildung 6: Eingebaute Saugkerzen (pro Messpunkt fünf Saugkerzenparallelen) mit Handschachtung für Aufbewahrung der Sammelgefäße.

Abbildung 7: Abdeckung und Schutz der Handschachtung mittels PVC-Rohr. Ermöglicht das Sammeln und Aufbewahren der Bodenlösung unter bodenähnlichen Bedingungen.

Die Verlegung der Druck- und Bodenfeuchtesensorleitung zwischen Verteilerkasten und Messpunkt erfolgte unterirdisch, in einer Tiefe von 10 cm. Alle drei Messstellen wurden nach dem beschriebenen Verfahren installiert. Für die beiden Messstellen in NRW wurde zusätzlich ein Regensmesser (Prinzip Kippwaage) in einem Meter über Geländeoberfläche installiert.

Für den Standort Berlin werden die Daten von einem Regenschreiber der Berliner Wasserbetriebe in unmittelbarer Nähe der Messstelle genutzt.

Der Aufbau der ersten Messstelle M1 im Raum Berlin wurde am 31.01.2018 begonnen und am 14.02.2018 fertiggestellt (Abbildung 8, Abbildung 9 und Abbildung 10).



Abbildung 8: Fertigestellte Messstelle am Standort Berlin (M1). P1 und P2 bezeichnen die Messpunkte für die Sickerwasserextraktion.



Abbildung 9: Fassung des Niederschlagsabflusses zur Beprobung der Stoffkonzentration im Zufluss (oben). Überleitung des abfließenden Wassers zum Sammelbehälter (unten). Das Sammelgefäß befindet sich unter der perforierten Metallabdeckung zum Schutz vor Eintrag von Grobstoffen.



Abbildung 10: Messschacht zur Beprobung der Stoffkonzentration im Rigolenabfluss der gefassten Messmulde. Diese Messmulde schließt direkt an die Mulde mit Messstelle an (Ende der Mulde in Abbildung 8).

Der Aufbau der zweiten Messstelle M2 im nördlichen Ruhrgebiet erfolgte in dem Zeitraum 22.-24.02.2018 (Abbildung 11, Abbildung 12 und Abbildung 13).



Abbildung 11: Fertigestellte Messstelle am Standort nördliches Ruhrgebiet (M2). Blick vom Einlaufpunkt (rechter Bildrand) in die Mulde. P1 und P2 bezeichnen die Messpunkte für die Sickerwasserextraktion.



Abbildung 12: Standort M2. Blick zum Einlaufpunkt (Hintergrund Bildmitte) vom zweiten Messpunkt aus.



Abbildung 13: Ein Teil des Niederschlagsabflusses wird vom Einlaufpunkt abgeführt, in das PVC-Rohr geleitet und dort in einem Sammelgefäß gefasst, um die stoffliche Belastung im Zufluss zu untersuchen.

Der Aufbau der dritten Messstelle im zentralen Ruhrgebiet (M3) wurde am 24.02.2018 begonnen, konnte aber aufgrund des Bodenfrosts in diesem Zeitraum nicht vollständig aufgebaut werden. Die Fertigstellung erfolgte im Zeitraum 05.-06.04.2018 (Abbildung 14 und Abbildung 15).



Abbildung 14: Fertiggestellte Messstelle am Standort zentrales Ruhrgebiet (M3). Der Einlaufpunkt befindet sich am Ende der Dachableitung (rechter Bildrand) und am linken Bildrand. P1 und P2 bezeichnen die Messpunkte für die Sickerwasserextraktion.



Abbildung 15: Einleitung der Dachabflüsse in die Mulde. In dem PVC-Rohr direkt unterhalb des gekrümmten Fallrohrs befindet sich ein Sammelgefäß für die Beprobung der stofflichen Belastung im Einlauf.

3.1.3.3 Betrieb der Messstellen

Die Beprobung der Stoffkonzentration im Sickerwasser erfolgte immer auf Eventbasis. Das heißt, wenn die Bodenfeuchte die Feldkapazität überschritt und folglich eine Tiefenversickerung des Niederschlagsabflusses stattfand, wurde Bodenwasser über einen Zeitraum von vier Stunden gesammelt. Das Probenvolumen pro Saugkerze wurde auf etwa 150 ml durch eine Wasser-Stoppmembrane begrenzt, um einheitliche Extraktionsvolumina für jede Saugkerze zu gewährleisten. Im Anschluss an die vier Stunden Extraktionsdauer wurde die Bodenwasserentnahme deaktiviert. Eine erneute Beprobung von Sickerwasser erfolgte erst wieder, wenn die Bodenwasserproben abgeholt wurden. Dadurch wurde eine Mischkontamination verschiedener Abflussereignisse verhindert. Gegen Ende der Projektlaufzeit wurden an dem Standort M2 nur noch vereinzelte, ausgewählte Regenereignisse beprobt da hier bereits früh die kalkulierte Probenanzahl erreicht wurde.

Wenn bei der Probenentnahme genug Bodenwasser vorhanden war, wurde pro Saugkerze ein Aliquot zur Bestimmung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit (EC) entnommen. Aus dem anderen Aliquot wurde pro Messpunkt aus allen fünf Kerzen eine Mischprobe für die Laboranalysen angefertigt. Bei nicht ausreichendem Probenmaterial wurde die pH/EC-Messung nicht durchgeführt und lediglich die Mischprobe für stoffliche Analysen erfolgte. Zusätzlich wurden bei jeder Abholung der Sickerwasserproben zwei Abflussproben entnommen.

Nach erfolgreicher Probennahme wurden alle Sammelgefäße mit zehnprozentiger Spülsaure (HNO_3) und bidestilliertem Wasser gespült, um eventuell an das Sammelgefäß sorbierte Stoffrückstände zu lösen. Alle Proben wurden bis zur vollständigen Analyse bei 4°C gelagert und mit einem Tropfen 65%iger HNO_3 (analysereine Qualität) angesäuert, um Umwandlungs- und Sorptionsprozesse zu unterbinden.

3.2 Labormethoden

Die Analyse der Schwermetallgehalte im Sickerwasser erfolgte in Anlehnung an DIN EN ISO 11885 (2009) mittels ICP-OES. Die Sickerwasserproben werden ohne weitere Vorbehandlung im ICP-OES analysiert, während die Zulaufproben erst aufbereitet wurden. Ein Teil der Zulaufprobe wurde über ein 0,45 µm Filter filtriert, um partikuläre Stoffe zu entfernen. Der andere Teil der Probe wurde mit Salpetersäure aufgeschlossen (DIN EN ISO 15587-2, 2002) um alle partikulären Stoffanteile in Lösung zu überführen. Dadurch kann der gelöste- als auch der Gesamtgehalt an Schwermetallen im Zulauf bestimmt werden. Die Analyse der aufbereiteten Zulaufproben erfolgte analog zu den Sickerwasserproben. Die Werte aus der ICP-OES Messung, die unterhalb der Nachweisgrenze liegen wurden auf null gesetzt, während Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (Präzision der Messung zu gering, um quantitative Messergebnisse zu erhalten) auf die Hälfte der Bestimmungsgrenze reduziert wurden. Weitere Laboranalysen sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Auflistung und Kurzbeschreibung der durchgeführten Labormethoden.

	Parameter	Methode (in Anlehnung an)	Beschreibung	Beprobungsumfang/ schema
Bodenphysikalische und -chemische Kenngrößen	Bodentextur	DIN ISO 11277 (2002)	Bestimmung der Korngrößenverteilung mittels Siebung und Sedimentation	Obere 3-4 Bodenhorizonte an jedem Standort anhand einer Probe
	Gesamtkohlenstoff (C_{tot}), organischer Kohlenstoff (C_{org}), Gesamtstickstoff und Gesamtschwefel	DIN ISO 10694 (1995) DIN ISO 13878 (1998) DIN ISO 15178 (2001)	Bestimmung des Gesamtkohlen-, Schwefel- und Stickstoffgehalt im Boden nach trockener Verbrennung	Obere 3-4 Bodenhorizonte an jedem Standort mit jeweils zwei Wiederholungen
	Trockenroh-dichte (TRD)	DIN EN ISO 11272 (2017)	Trocknung von ungestörten Bodenproben bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz	Obere 3-4 Bodenhorizonte an jedem Standort mit jeweils drei Wiederholungen

Stoffliche Belastung und deren Umweltverhalten

Retentionsparameter	DIN EN ISO 11274 (2014)	Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens bei unterschiedlichen Sättigungsgraden (Matrixdrücken) zur Charakterisierung der bodenhydrologischen Eigenschaften	Obere 2-3 Horizonte an jedem Standort mit jeweils 3-6 Wiederholungen
Gesättigte Wasserleitfähigkeit (K_{sat})	DIN 19683-9 (2012)	Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in ungestörten und wassergesättigten Bodenproben zur Charakterisierung der Infiltrationsleistung	Obere 2-3 Horizonte an jedem Standort mit jeweils 3-6 Wiederholungen
S4 Elution	BBodSchV (1999) EN 12457-4 (2003)	Bestimmung des Auslaugungsverhaltens von an das Bodensubstrat sorbierten Schwermetallen bei einem Wasser zu Boden Verhältnis von 10:1	Obere 2-3 Horizonte an jedem Standort mit jeweils drei Wiederholungen; Für die Standorte Berlin und NRW-Dorsten zusätzlich für Bodenproben aus dem Saugkerzeinbau mit ebenfalls drei Wiederholungen
Sorptionsisothermen	OECD (2000)	Bestimmung der Sorptions-/ Desorptionskinetik von Schwermetallen bei unterschiedlichen Festphasengehalten/Lösungskonzentrationen	Standort Berlin: 3 Horizonte; Standort NRW-Dorsten: 4 Horizonte; jeweils für vier Konzentrationsstufen mit den Metallen Cd, Cu, Pb und Zn
Festphasengehalt	BBodSchV (1999)	Bestimmung der Absolutgehalte an Schwermetallen im Bodensubstrat mittels Königswasser-aufschluss und anschließender Atomabsorptionsspektrometrie	Obere 2-3 Horizonte an jedem Standort; pro Standort zusätzlich ein Transekt mit engmaschiger Beprobung (alle 30-100 cm)

4 Ergebnisse der Messstellen

4.1 Funktion der Messstellen

Zur Illustration der Funktionsweise der Messstellen (vgl. hierzu Kap. 3.1.3) sind in Abbildung 16 für die Standorte M1 und M2 die ersten vier Monate exemplarisch nach Inbetriebnahme dargestellt. Dabei zeigt die gemessene Bodenfeuchte in der Tiefe der Saugkerzen einen klaren Zusammenhang mit dem kumulativen Niederschlag am entsprechenden Messstandort. Aus dieser Beziehung lässt sich die Anwendbarkeit unseres Messansatzes – das Sammeln von Bodenwasser auf Basis der aktuellen Bodenfeuchte auf Zeiträume mit einer Tiefenversickerung zu beschränken – klar ableiten.

Abbildung 16c zeigt die Funktionsweise des konzipierten Messprinzips schematisch für ein einzelnes Regenereignis über zwei Stunden mit 8,4 mm Gesamtniederschlag. Ungefähr 100 Minuten nach Einsetzen des Regens wird der festgelegte Schwellenwert der Bodenfeuchte in der Tiefe der Saugkerzen überschritten, wodurch die Vakuumpumpe aktiviert wird. Diese regelt den Unterdruck für die nächsten vier Stunden exakt auf -350 hPa. In der Einlaufphase hat sich gezeigt, dass vier Stunden Extraktion i. d. R. ausreichen, um für die Analysen genug Bodenwasser zu erhalten (ca. 150 ml pro Saugkerze und Event; ca. 500 ml pro Messpunkt und Event). Diese Zeitspanne von vier Stunden wurde für alle drei Messstellen gesetzt und über den gesamten Messzeitraum beibehalten.

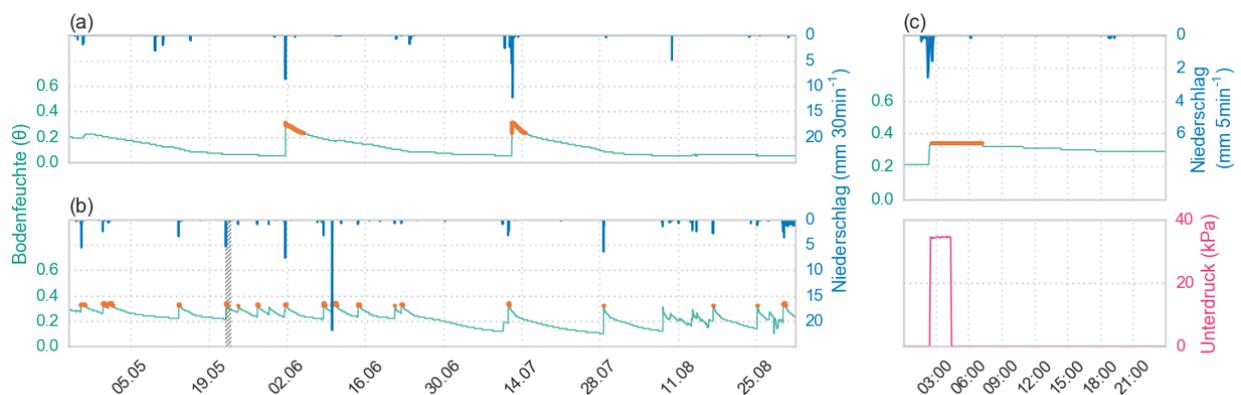


Abbildung 16: Zeitreihe für Bodenfeuchte (25-30 cm Tiefe) und Niederschlag über die ersten vier Monate für den (a) Standort M1 und (b) Standort M2. (c) Exemplarische Abfolge von Niederschlag, Anstieg der Bodenfeuchte und automatischer Unterdruckregelung zur Extraktion von Sickerwasser für den schraffierten Bereich in Teilabbildung (b). Der orange eingefärbte Bereich der Bodenfeuchte in allen Abbildungen liegt oberhalb des Schwellenwertes, welcher die Extraktion von Bodenwasser initiiert.

4.2 Sickerwasserkonzentrationen

4.2.1 Probenübersicht

Insgesamt wurden über den gesamten Messzeitraum (März 2018 bis Februar 2020) 161 einzelne Sickerwasserproben entnommen und im Labor analysiert (Tabelle 3). Von diesen 161 Proben sind 141 Proben analytisch belastbar, das heißt sie wurden nach der Einlaufphase der entsprechenden Messstellen entnommen. Für die Standorte M1 und M3 wurde die ersten zwei Monate seit Inbetriebnahme, für den Standort M2, mit größerem Anschlussverhältnis und häufigerer Tiefenversickerung, wurden die ersten vier Probenahmen als Einlaufphase definiert.

Durch die Definition dieser Einlaufphase soll sichergestellt werden, dass: (i) ein ausreichender hydraulischer Kontakt zwischen Bodenmatrix und Saugkerze ausgebildet wurde, (ii) die gesamte Messtechnik in den Bodenkörper eingewachsen ist und (iii) eventuelle Verunreinigungen innerhalb der Sammelgefäße ausgespült wurden. Zur Analyse des Zuflusses wurden insgesamt 140 Proben entnommen. Die leicht höhere Anzahl an Zuflussproben für den Anteil gelöster Metalle gegenüber dem gesamten Anteil der Metalle erklärt sich aus den zum Teil unzureichenden Probenvolumina, um zwei Aliquote zu beproben.

Aufgrund der flächigen Beschickung am Standort M1 wurde an beiden Messpunkten dieselbe Anzahl an Sickerwasserproben entnommen. Für die Standorte mit punktueller Beschickung generierte dagegen nur ein Teil der Niederschlagsereignisse Sickerwasser am Punkt P2 (ca. 10 m entfernt vom Einlauf). Daher wurde am Standort M2 in 53 % aller beprobten Events, und am Standort M3 in 46 % der Events am einlassfernen Punkt Sickerwasser gewonnen.

Tabelle 3: Zusammenstellung aller entnommenen Wasserproben an den drei Messstellen. Für die Standorte in NRW bezieht sich Punkt 1 auf den einlaufnahen und Punkt 2 auf den einlauffernen Punkt, weshalb die Anzahl Events zwischen beiden Punkten an einem Standort voneinander abweicht. Der Zulauf wird unterschieden nach gelöster (filtrierte Probe) und gesamter (Säureaufschluss mit HNO₃) Konzentration an Metallen.

Messstelle	Beprobte Sickerwasserevents				Zulauf	
	Gesamtanzahl		Analytisch belastbar [#]		Gelöst	Gesamt
	Punkt 1	Punkt 2	Punkt 1	Punkt 2		
M1	27	27	26	26	19	18
M2	39	21	34	19	31	26
M3	32	15	29	15	25	21

[#] Anzahl Proben nach Einlaufphase und mit repräsentativem Probenvolumen

4.2.2 Gegenüberstellung der Metallkonzentrationen im Zufluss

Für die Genehmigung und Dimensionierung von Versickerungsmulden spielt die Nutzung im Einzugsgebiet eine wesentliche Rolle, weil hieraus die zu erwartenden Belastung im Niederschlagsabfluss abgeleitet wird (DWA-A 138, 2005). Entsprechend zeigten die Untersuchungen der Zuflusskonzentrationen im Rahmen von KONVERT klare standortspezifische Unterschiede.

Allgemein zeigte der Standort M2 die höchste Belastung für alle untersuchten Metalle im Zufluss (Abbildung 17). Zusätzlich war die Gesamtkonzentration der einzelnen Metalle (gelöste und partikuläre Fraktion) im Zufluss des Standortes M2 deutlich erhöht gegenüber der gelösten Konzentration, während die anderen Standorte hier nur geringfügige (M1) bis keine (M3) Unterschiede zwischen beiden Fraktionen im Zufluss zeigten. Außerdem zeigen die Zuflusskonzentrationen am Standort M2 eine größere Streuung gegenüber M1 und M3. In Bezug auf die Absolutgehalte sind Cu und Zn die Hauptkontaminanten im Niederschlagsabfluss, unabhängig von der Nutzung im Einzugsgebiet.

Für den Standort M1 betrug der Median des Zuflusses (partikulär und gelöst) 0,4; 21,6; 68,9; 14,3; 16,5 und 279,2 µg/L für die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Im Literaturvergleich entsprechen diese Werte für Cd, Cu, Ni, Pb und Zn den typischen Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von Fuß- und Radwegen (Göbel et al. 2007). Mit einer DTV < 2000 Kfz/d (Sommer et al. 2002) in Kombination mit einem Fußweg im Einzugsgebiet der Mulde M1 erscheint diese Einordnung plausibel.

Im Vergleich zu M1 zeigen sich am Standort M2 deutliche erhöhte Zuflusskonzentrationen. Während die Kupferkonzentration im Zufluss bei M2 gegenüber M1 nur um den Faktor zwei höhere Werte zeigten, lagen die Zinkkonzentrationen im Mittel um den Faktor 12 höher. Die generell höheren Zuflusskonzentrationen gegenüber M1 sind durch die gewerbliche Nutzung bedingt, wobei es hauptsächlich durch die Rangiertätigkeiten von Gabelstaplern und Lkw zu erhöhten verkehrsbedingten Schwermetalldeposition kommt. Der Median des Zuflusses (partikulär und gelöst) für diesen Standort betrug 1,0; 44,1; 139,8; 48,5; 77,0 und 3345,8 µg/L für die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn. Im Vergleich zur Literatur liegen die Konzentrationen von Cu und Ni im Bereich der typischen Abflusskonzentration von Hauptstraßen und Autobahnen (Göbel et al. 2007). Die Zn Konzentrationen überschreiten dagegen deutlich die typischen Werte von Straßenabflüssen. Da sich im Vorfeld bereits die Frage gestellt hat wie die Abwässer von Logistikflächen einzuordnen sind, sind diese auf Basis der in KONVERT erhobenen Daten am ehesten mit den Abflüssen einer viel befahrenen Straße gleichzustellen.

Bezüglich der Zuflusskonzentrationen von M3 können die Werte in der Größenordnung den Werten von M1 zugeordnet werden, wobei für einzelne Metalle auch hierfür starke Unterschiede existieren. So ist z. B. die Zinkkonzentration im Zufluss (gelöst) gegenüber M1 um den Faktor 3,4 erhöht, was daran liegt, dass dort vor allem Dachabfluss versickert wird, welcher über verzinkte Regenrinnen und Rohre abgeleitet wird. Der Median des Zuflusses (partikulär und gelöst) betrug für diesen Standort 0,1; 6,6; 14,3; 5,5; 19,9 und 938,2 µg/L für die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni Pb und Zn. Cr und Ni liegen im für Dächer mit verzinkten Abflusssammlern typischen Konzentrationsbereich, während die Konzentrationen von Cd, Cu und Pb eher einem Gründach entsprechen (Göbel et al. 2007).

Interessanterweise unterschreiten die Zn-Konzentrationen die für solche Dächer üblichen Werte deutlich und entsprechen eher der Belastung im Abfluss von Dächern ohne verzinkte Regenrinne und Fallrohr. Trotzdem stellt Zink auch den Hauptmittelen für diesen Standort dar.

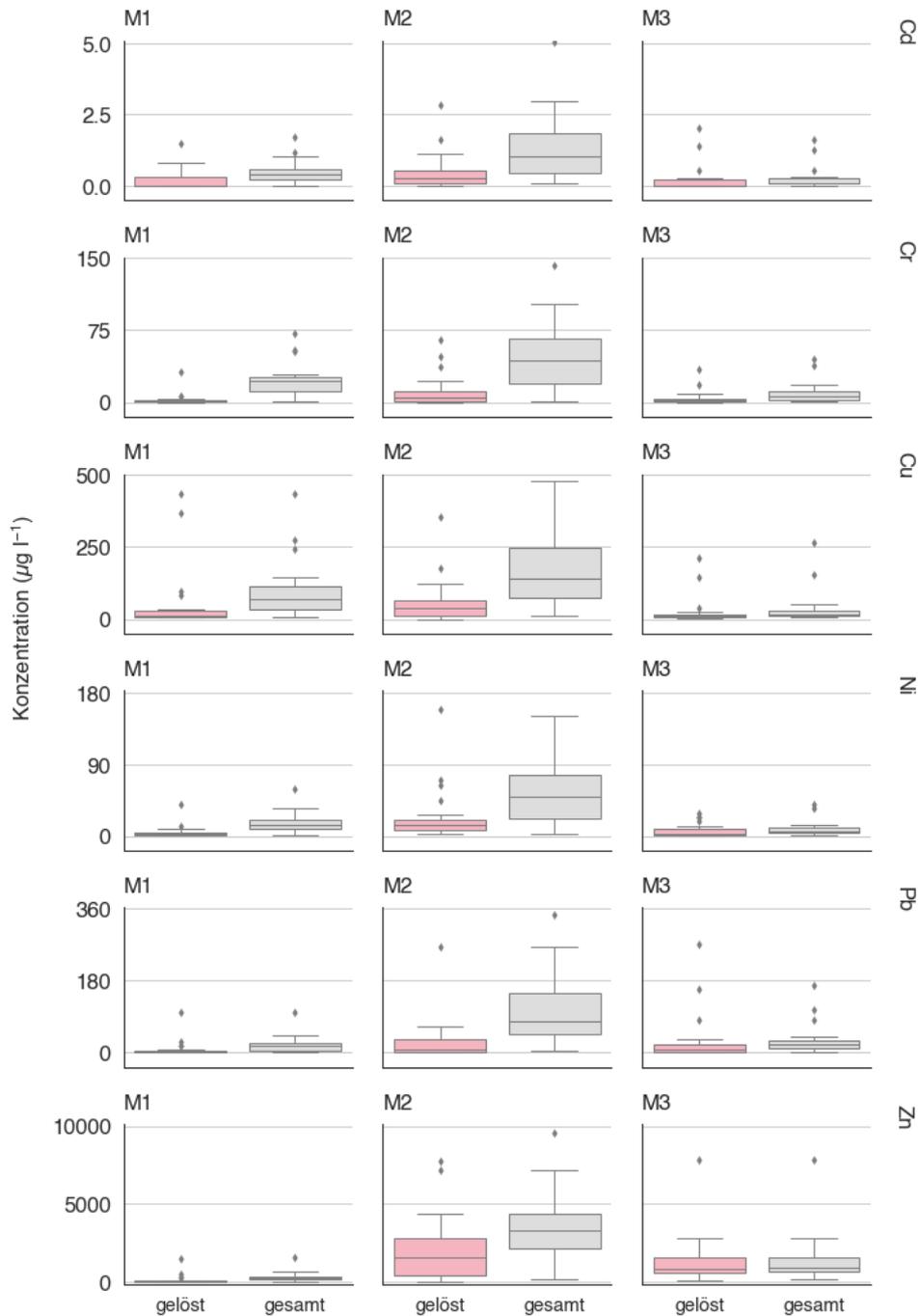


Abbildung 17: Boxplots der gemessenen Zuflusskonzentrationen differenziert nach gelöster und gesamter von Metallfraktion für jeden Standort.

Im Gegensatz dazu betragen die Kupferkonzentration im Zufluss nur knapp ein Viertel (Faktor 0,2) gegenüber M1. Gegenüber M2 sind die Zuflusskonzentrationen durchweg geringer, wobei für Zink die kleinsten Unterschiede (um den Faktor 2,8 geringer) und für Nickel (um den Faktor 5,9 geringer) die größten Unterschiede gegenüber den Zuflusskonzentrationen am Standort M2 existieren.

4.2.3 Gegenüberstellung der Metallkonzentrationen im Sickerwasser

Der Rückhalt von Schwermetallen im Bodenkörper wird wesentlich durch die Sorptionseigenschaften des Muldensubstrats bestimmt. Hierbei zeigt sich neben element- auch vor allem standortspezifische Rückhaltevermögen, weshalb hier die Sickerwasserkonzentrationen per Element und Standort gegenübergestellt werden. Allgemein zeigen die Sickerwasserkonzentrationen ein sehr differenziertes Bild für die einzelnen Elemente (Abbildung 18). Für Metalle wie Cd, Cr und Pb, die nur geringfügig an allen drei Standorten nachgewiesen werden konnten, zeigt sich im Mittel kein Unterschied in den Sickerwasserkonzentrationen zwischen den Standorten als auch zwischen den Messpunkten für denselben Standort. Dabei liegen die Werte aller gemessenen Proben für diese Elemente deutlich unter den Prüfwerten für den Boden-Grundwasser Pfad (BBodSchV, 1999).

Ganz klare Unterschiede in der Qualität der Sickerwässer zeigen sich dagegen für die Elemente Kupfer und Zink. Die mit Abstand höchsten Zuflusskonzentrationen für Zn wurden am Standort M2 gemessen was sich hier anhand der höchsten Sickerwasserkonzentrationen für diesen Standort widerspiegelt. Gleichzeitig zeigt sich für die Anlagen mit punktueller Beschickung eine Abnahme der mittleren Zn-Konzentrationen vom einflussnahen (P1) zum einflussfernen (P2) Messpunkt, wohingegen die Anlage mit flächiger Beschickung keinen Unterschied in den gemessenen Zn-Gehalten zeigt. Die Cu-Gehalte im Sickerwasser zeigen dagegen ein indifferentes Bild, welches sich nicht allein durch standortspezifische Belastungen im Zuflusswasser erklären lässt. Trotz der höchsten Cu-Konzentrationen aller drei Standorte im Zufluss wurden am Standort M2 gegenüber M3 vergleichbare und gegenüber M1 sogar geringere mittlerer Sickerwasserkonzentrationen von Cu gemessen. Darüber hinaus zeigen die Cu-Werte am Standort M1 deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Messpunkten trotz flächiger Beschickung. Von den hier betrachteten Metallen zeigt Cu die höchste Affinität zur organischen Bodensubstanz (Bradl, 2004) weshalb eine kleinskalige Variabilität der organischen Bodensubstanz, die unterschiedlichen Werte zwischen den Messpunkten am Standort M1 erklären könnte. Abgesehen von Einzelevents liegen die Sickerwasserkonzentrationen für Cu und Zn klar unterhalb der Prüfwerte nach BBodSchV (1999), insbesondere die mittleren Konzentrationen.

Für das Element Ni zeigen die Standorte M1 und M2 vergleichbare mittlere Konzentrationen mit einzelnen höheren Werten, die als Ausreißer klassifiziert werden. Für M1 zeigt sich im Mittel kein Unterschied zwischen P1 und P2, für M2 liegen die Werte an P1 dagegen über den Werten an P2 – analog zu der Art der Beschickung an beiden Standorten. Widersprüchliche Ergebnisse bezüglich der Ni-Konzentrationen zeigen sich dagegen am Standort M3 mit höheren Werten am einlassfernen (P2) gegenüber dem einlassnahen (P1) Messpunkt. Der Vergleich der Belastungen im Zufluss zeigt für M3 die geringsten Ni-Werte gegenüber M1 und M2 (vgl. Abbildung 17, Seite 20).

Aufgrund der Gleichgewichtseinstellung zwischen Bodenmatrix und -wasser ist bei geringer Zuflusskonzentration eine Rücklösung aus dem Substrat möglich, insbesondere bei erhöhten Festphasengehalten, wie es für den Standort M3 der Fall ist.

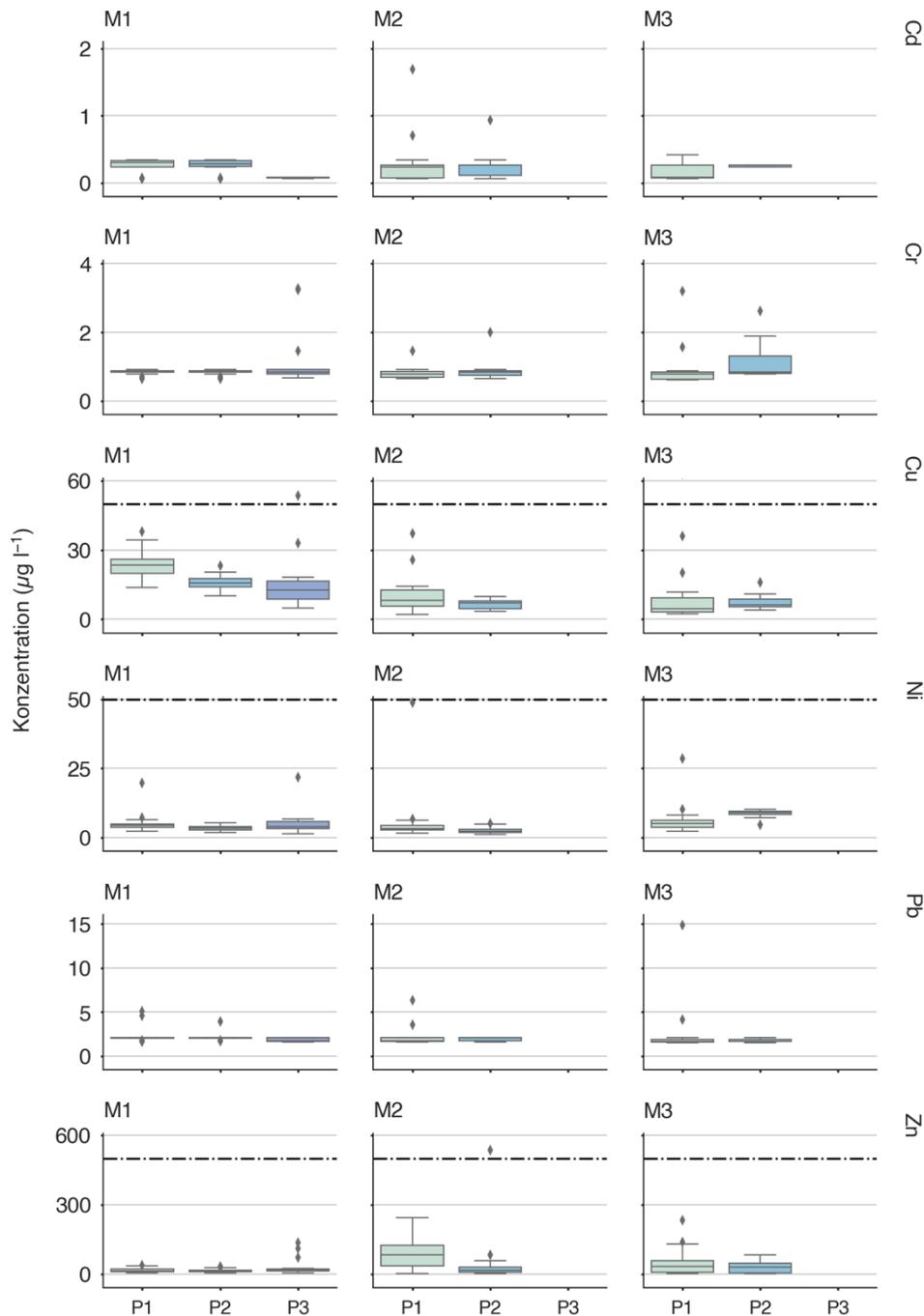


Abbildung 18: Verteilung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser an allen drei Standorten. Die Unterteilung in Spalten erfolgt nach Element und die Unterteilung in Zeilen nach Standort. Die gestrichelte Linie markiert den Prüfwert für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser nach BBodSchV (1999). Für Cd, Cr und Pb sind die Prüfwerte nicht dargestellt, da sie außerhalb des dargestellten Wertebereichs liegen.

Wie bei allen anderen Metallen liegen die mittleren Ni-Konzentrationen klar unterhalb des Prüfwertes (BBodSchV, 1999). Abgesehen von Cu, zeigt der Vergleich der

Messpunkte P1, P2 und P3 am Standort M1 identische mittlere Sickerwasserkonzentrationen. Da es sich bei P3 um Proben handelt, die direkt aus der Rigole entnommen wurden, verdeutlicht die gute Vergleichbarkeit der Werte von M1 und M2 mit M3 die Anwendbarkeit der für dieses Projekt entwickelten Messmethodik – die Abschätzung der Sickerwasserqualitäten im Muldensubstrat nach Passage der belebten Bodenzone anhand von Saugkerzenmessungen.

4.2.4 Reinigungsleistung der untersuchten Mulden

Unter der Annahme, dass die partikulären Stoffe im Zulauf über die Bodenpassage vollständig mechanisch gefiltert werden, beträgt die gemittelte Rückhalteleistung über alle Anlagen (Verhältnis gesamte Zufluss- zu gelöste Sickerwasserkonzentrationen), für Cd 65 bis 85 %, für Cr 94 bis 99 %; für Cu 76 bis 94 %, für Ni 43 bis 93 %, für Pb 92 bis 99 % und für Zn 96 bis 98 %. Die Konzentrationen beziehen sich bei dieser Auswertung auf P1 (=einlaufnaher Punkt) bei punktueller Beschickung bzw. auf den Mittelwert von P1 und P2 bei flächiger Beschickung. Die mittlere Rückhalteleistung der Mulden bezüglich der gelösten Schwermetalle im Sickerwasser gegenüber dem mittleren gelösten Zufluss beträgt für Cd 21 bis 74 %; für Cr 76 bis 94 %, für Cu 66 bis 82 %, für Ni 29 bis 84 %, für Pb 81 bis 94 % und für Zn 92 bis 97 %. Aus dem Vergleich der gelösten und gesamten Konzentrationen von Cd (M1, M3) lässt sich keine Retention ableiten, da die mittleren Zuflusswerte geringer, gleich oder unterhalb der Sickerwasserkonzentrationen oder unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Bei den gelösten Konzentrationen von Cu ergeben sich bei den Anlagen M1 und M3 geringe Retentionswerte, die unter bestimmten Umständen für eine Freisetzung aus dem Substrat sprechen. Da Cu eine hohe Affinität zur gelösten organischen Substanz (DOC) besitzt, könnte eine mögliche Erklärung ein erhöhter Austrag durch DOC Auswaschung im Sommer nach Starkniederschlägen mit vorausgegangenen längeren Trockenperioden sein (Li und Davis 2008, Trowsdale und Simcock 2011). Der geringe Rückhalt von Ni an den Standorten M1 und M3 liegt sehr wahrscheinlich an dem Umstand, dass die Zuflusskonzentration unterhalb des Festphasengehalts liegt, wodurch es zu einer Rücklösung adsorbierter Nickels aus dem Bodensubstrats aufgrund der Gleichgewichtseinstellung zwischen beiden Phasen kommen kann. Insbesondere der Standort M3 weist deutlich erhöhte Festphasengehalte an Ni auf.

Abgesehen von den Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenzen sowie Cu und Ni bei 1 und M3 weisen die Mulden auch nach 20 Jahren Betriebszeit ein gutes bis sehr gutes Rückhaltevermögen für die untersuchten Metalle auf, welches vergleichbar mit Werten aus der Literatur ist. Kabir et al. (2014) ermittelten in einer Literaturstudie von Metalbelastungen und Metallkonzentrationen in Blau-Grünen Infrastrukturen (Mulden; Bioretentionssysteme) eine Rückhalteleistung die für Cd, Cu, Pb, und Zn zwischen 8 bis 99 % lag.

4.2.5 Bedeutung der Sickerwasserqualitäten für die Umwelt

Um die Umweltfolgen einer Schwermetallbelastung zu beurteilen ist es notwendig die Bioverfügbarkeit des jeweiligen Elements zu betrachten. Zwar liefern internationale Gesetzgebung und Wissenschaft keine einheitliche Definition, wann ein Schadstoff als Bioverfügbar einzustufen ist, allerdings ist davon auszugehen, dass gelöste Metalle in der wässrigen Phase – wie hier untersucht anhand der Sickerwasseranalysen – allgemein als Bioverfügbar einzustufen sind (Kumpiene et al. 2017).

Die vorgegebenen Prüfwerte (BBodSchV, 1999) basieren zum Teil auf epidemiologischen Studien (Kumpiene et al. 2017) und implizieren den Verdacht einer schädlichen Umweltverschmutzung bei Wertüberschreitung. In Abbildung 19 werden die beobachteten Sickerwasserkonzentrationen hinsichtlich dieser Schwellenwerte beurteilt. Mit der Ausnahme einzelner Ausreißer liegen die Werte für Cd, Cr, Ni, Pb, Cu und Zn unterhalb der Prüfwerte und zeigen somit unbedenkliche Konzentrationen für die Umwelt.

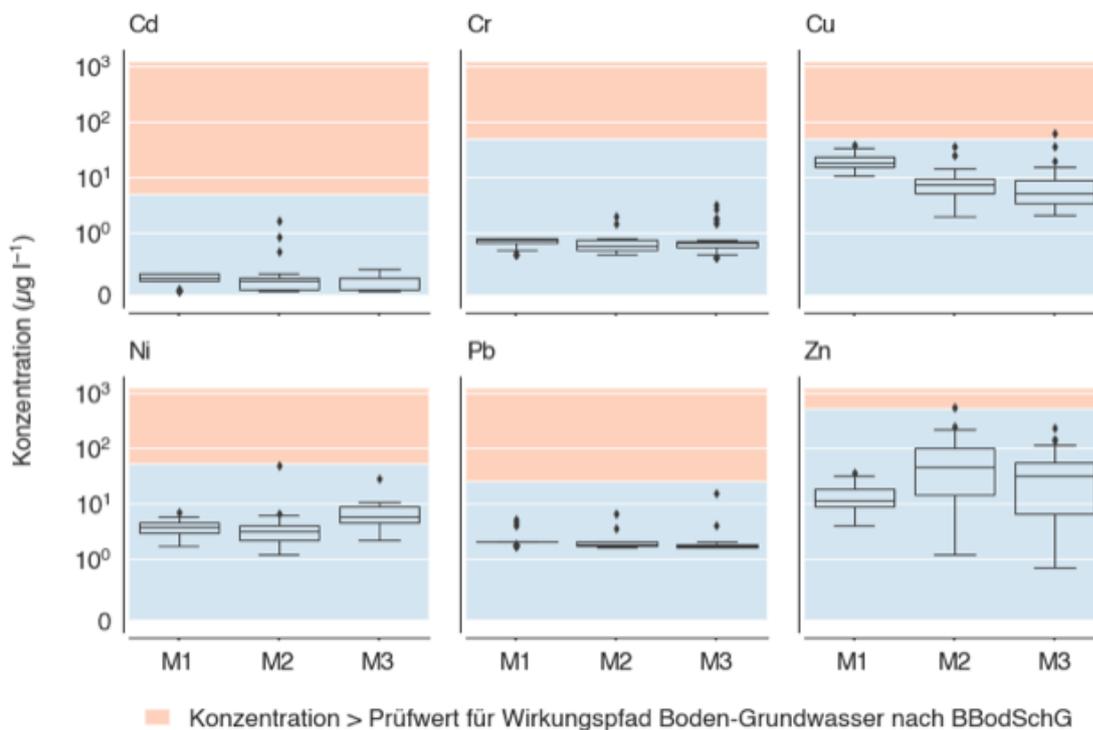


Abbildung 19: Bewertung der Sickerwasserkonzentrationen anhand der Prüfwerte der BBodSchV (1999). Werte im blauen Bereich liegen unterhalb, Werte im roten Bereich oberhalb der Prüfwerte nach BBodSchV (1999). Zur verbesserten Anschaulichkeit ist die Y-Achse logarithmisch skaliert.

Ein Merkmal von Mulden sind allerdings höhere hydrologische Frachten gegenüber natürlichen Böden. Dadurch ist die Grundwasserneubildungsrate unterhalb solcher Anlagen im Vergleich zu Böden ohne zusätzlichem Niederschlagsabfluss deutlich höher. Folglich können trotz gesetzlich eingehaltener Prüfwerte größere Schadstofffrachten in Richtung Grundwasser transportiert werden – wie beispielsweise aufgeführt in Werkenthin et al. (2016) für den Fall von straßenbegleitenden Böden. Aus diesem Grund sollten Sickerwasserkonzentration immer in Zusammenhang mit der standort-spezifischen Grundwasserneubildungsrate beurteilt werden, um die Stofffrachten zu

bilanzieren Eine Möglichkeit dafür bieten numerische Simulationen des Bodenwasserhaushalts.

5 Zusammenfassende Betrachtung der Ergebnisse

Bewachsene Mulden und Mulden/Rigolen Systeme sind seit vielen Jahren Stand der Technik und haben sich als wirkungsvolle Maßnahme zur Regenwasserversickerung bewährt. Sie bieten eine Vielzahl von ökologischen und ökonomischen Vorteilen. Bezüglich der stofflichen Belastung lassen sich deutliche Akkumulationen von Schadstoffen an punktuellen Einläufen bei großen angeschlossenen Flächen im Gewerbe und in einigen Fällen auch bei Dachentwässerungen (hier vor allem Zn aus Ablaufeinrichtungen) beobachten. Die Konzentrationen nehmen in Regel mit der Tiefe ab, was auf einen Rückhalt der Metalle in den oberen Horizonten der Muldensubstrate hinweist.

Die durchgeführten Sickerwassermonitoringversuche an drei unterschiedlichen Mulden bestätigen die hohe Rückhalteleistung der eingetragenen Metalle von bis zu 94 % für Kupfer, bis zu 99 % für Blei und bis zu 98 % für Zink, trotz über zwanzigjähriger Betriebszeit und z. T. hoher Akkumulation von Metallen im Oberboden. Selbst bei hochbelasteten Punktzuläufen wurden im Mittel Sickerwasserkonzentrationen unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV (1999) für den Pfad Boden-Grundwasser an der Muldenuntergrenze (30 bis 40 cm) festgestellt. Dabei lagen die mittleren Sickerwasserkonzentrationen aller drei Anlagen zwischen 4,5 bis 19,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ für Cu (Prüfwert 50 $\mu\text{g l}^{-1}$), 1,7 bis 2,1 $\mu\text{g l}^{-1}$ für Pb (Prüfwert 25 $\mu\text{g l}^{-1}$) und 12,6 bis 83,9 $\mu\text{g l}^{-1}$ für Zn (Prüfwert 500 $\mu\text{g l}^{-1}$). Die Prüfwerte der BBodSchV (1999) beziehen sich auf den „Ort der Beurteilung“ der in der Übergangszone von gesättigter zu ungesättigter Bodenzone liegt. In der Regel befinden sich zwischen Muldenuntergrenze und Grundwasser noch weitere Bodenschichten, die einen zusätzlichen Rückhalt von Schadstoffen vor Eintritt in das Grundwasser gewährleisten. Auf Basis der Prüfwerte ist bei keiner der beprobten Anlagen von einer Grundwassergefährdung auszugehen.

Bei punktuellen Zuläufen, vor allem mit Niederschlagsabfluss von gewerblich genutzten Flächen, führt die starke Abflusskonzentration allerdings zu einer Überschreitung der zulässigen zusätzlichen jährliche Frachten (§ 8 Abs.2 Nr.2 BBodSchG, 1999) für Zn, Cu und Cd im einlaufnahen Bereich. Dieser Umstand wurde nur lokal festgestellt, bereits nach einigen Metern Abstand zum Einlaufpunkt sind unbedenkliche Frachten ermittelt worden. Somit sagt das Alter der hier betrachteten Anlagen nichts über ein mögliches Risiko der Grundwasserbelastung aus, sondern die Art der Beschickung, bzw. der Abflusskonzentration.

An allen beprobten Mulden lag eine geschlossene belebte Oberbodenschicht vor, bei der Mulde im Gewerbe (M2) zusätzlich hierzu eine inzwischen bis zu 40 cm mächtige Sedimentschicht im Einlaufbereich. Ohne diese Schichten würde sich die beschriebene Reinigungsleistung unserer Meinung nach deutlich reduzieren. Diese hohe Rückhalteleistung gegenüber eingetragenen Metallen belegen auch Sorptionsversuche von Substraten und akkumulierten Sedimenten von Mulden. Weiterhin ließen sich keine Anzeichen finden, dass die Retentionskapazität der Anlagensubstrate erschöpft ist – selbst bei der Anlage M2, die in gewisser Weise einen „Worst-Case“ darstellt, was Zulaufkonzentrationen und Beschickungsart betrifft. Im Rahmen der Untersuchungen konnte auch bei den Mulden mit punktuell hoher Belastung nur eine sehr geringe Mobilisierung der akkumulierten Metalle beobachtet werden. Anhand der vorgestellten Ergebnisse lässt sich keine Empfehlung für den partiellen Austausch im Einlaufbereich ableiten.

Aus der Literatur ist allerdings bekannt, dass verändernde Randbedingungen, wie z. B. pH-Wert Änderungen, Tausalzeinträge, Störung der Bodenoberfläche und dauerhafter Überstau eine Rücklösung akkumulierter Metalle bewirken können (vgl. Tedoldi et al. 2016). Daher ist die punktuelle Beschickung grundsätzlich zu vermeiden, um eine gleichmäßige hydraulische und stoffliche Verteilung über die projektierte Entwässerungsfläche zu ermöglichen. Dies betrifft vor allem punktuelle Zuläufe in Logistikunternehmen mit hoher Rangiertätigkeit, aber auch Dachabflüsse mit verzinkten Ablaufeinrichtungen, besonders wenn die verwendeten Materialien nicht vorverwittert sind. Daher wird eine Verwendung von vorverwitterten Materialien für die Abflusseinrichtung generell empfohlen. Hiermit kann dem Risiko potenzieller, punktueller Durchbrüche von Schadstoffen bei zusätzlich hoher Akkumulation über längere Betriebszeiten entgegengewirkt werden.

Zusammenfassend bestätigen die Ergebnisse der Untersuchungen im Rahmen von KONVERT Mulden als langjährig betriebsarme und zuverlässige Anlagen zur Behandlung und Versickerung von Niederschlagswasser.

Um die Aussagekraft der hier vorgestellten Ergebnisse zu erhöhen und generalisierte Aussagen treffen zu können, bedarf es weiterer systematischer Aufnahmen und Sickerwasseruntersuchungen von langjährig betriebenen Mulden und Mulden-Rigolen Systemen, um möglichst eine gesamte Bandbreite von Nutzungstypen zu erhalten. Darüber hinaus sollten detaillierte Untersuchungen der Zuflusskonzentrationen (zeitlich wie chemisch) durchgeführt werden. Detaillierte Zulaufkonzentrationen von verschiedenen Anlagentypen würden zudem eine präzisere Anlagenkonstruktion ermöglichen, um die Rückhalteleistung von Schadstoffen zu verbessern.

6 Publikationen

Wissenschaftliche Zeitschriften

Reck, A., Paton, E., Kluge, B. (2019). Advanced in-situ soil water sampling system for monitoring solute fluxes in the vadose zone. *Vadose Zone Journal* **18**(1).

Dissertation

Reck, A. (2021): *Vadose Zone Water and Contaminant Transport: Field and Modelling Studies on Semi-natural to Natural Soils in Central Europa*. Dissertation zur Erlangung des Dr. rer. nat. an der Fakultät VI Planen | Bauen | Umwelt der Technischen Universität Berlin.

Konferenzbeiträge

Kluge, B., Reck, A., Paton, E., Sommer, H., Kaiser, M. (2020). *Schadstoffbelastung und Sickerwasserkonzentrationen in langjährig betriebenen dezentralen Versickerungsmulden*. In: Essener Tagung für Wasserwirtschaft, 18.-20.03.2020, Essen. In: Gewässerschutz – Wasser – Abwasser 252. S. 53/1-53/12.

Reck, A., Paton, E., Kluge, B. (2020). *Impact of Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) on Vadose Zone Water*. EGU 2020-10953. In: EGU General Assembly 2020, 04.-08.05.2020, Vienna.

Reck, A., Kluge, B. (2019). *Metal Soil Solution Concentration Beneath Long-term Operated Bioretention Systems*. In: 10th Novatech Conference: Urban Water – Planning and Technologies for Sustainable Management, 01.-04.07.2019, Lyon.

Kluge, B., Nehls, T., Reck, A., Wessolek, G. (2019): *Dirt cleans dirt?! SUITMA 10 conference*. Seoul, Korea.

Sommer, H., Pallasch, M., Kaiser, M., Kluge, B., Reck, A. (2019). *Versickerung und Stoffrückhalt durch die Oberbodenzone*. In: Regenwasser weiterdenken – Bemessen trifft Gestalten, Aqua Urbanica, 09./10.09.2019, Rigi-Kaltbad.

Reck, A., Paton, E., Kluge, B. (2018). *Sickerwasseruntersuchung an langjährig betriebenen Versickerungsmulden zur Ableitung nachhaltiger Nutzungskonzepte*. Tag der Hydrologie – Jahrestagung der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft, Dresden, 21.-23.02.2018.

7 Literaturverzeichnis

- Achleitner, S., Engelhard, C., Stegner, U., & Rauch, W. (2007). Local infiltration devices at parking sites – experimental assessment of temporal changes in hydraulic and contaminant removal capacity. *Water Science and Technology*, *55*, 193–200. doi:10.2166/wst.2007.109
- Bäckström, M., Karlsson, S., & Allard, B. (2004a). Metal leachability and anthropogenic signal in roadside soils estimated from sequential extraction and stable lead isotopes. *Environmental Monitoring and Assessment*, *90*, 135–160. doi:10.1023/b:emas.00000003572.40515.31
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L., & Lind, B. (2004b). Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*, *38*, 720–732. doi:10.1016/j.watres.2003.11.006
- BBodSchV. (1999). *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist. [Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance]*. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU); (in German).
- Bertling, S., Wallinder, I. O., Leygraf, C., & Kleja, D. B. (2006). Occurrence and fate of corrosion-induced zinc in runoff water from external structures. *Science of The Total Environment*, *367*, 908–923. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.01.008
- Bradl, H. B. (9 2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, *277*, 1–18. doi:10.1016/j.jcis.2004.04.005
- Charlatchka, R., & Cambier, P. (2000). Influence of reducing conditions on solubility of trace metals in contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, *118*, 143–168. doi:10.1023/a:1005195920876
- Chuan, M. C., Shu, G. Y., & Liu, J. C. (1996). Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water, Air, and Soil Pollution*, *90*, 543–556. doi:10.1007/bf00282668
- Davis, A. P., Hunt, W. F., Traver, R. G., & Clar, M. (2009). Bioretention technology: overview of current practice and future needs. *Journal of Environmental Engineering*, *135*, 109–117. doi:10.1061/(asce)0733-9372(2009)135:3(109)
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, A. u. (2005). Arbeitsblatt DWA-A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, A. u. (2007). Abwasser und Abfall eV: Merkblatt ATV-DWA-M 153: Handlungsempfehlung zum Umgang mit Regenwasser, 1. Auflage, Hennef.

- Dietz, M. E., & Clausen, J. C. (2006). Saturation to improve pollutant retention in a rain garden. *Environmental science & technology*, 40, 1335–1340.
- DIN 19683-9. (2012). *Bodenbeschaffenheit – Physikalische Laboruntersuchung – Teil 9: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderproben*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN EN ISO 11272. (2017). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Trockenrohddichte (EN ISO 11272:2017); Deutsche Fassung EN ISO 11272:2017*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN EN ISO 11274. (2014). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens – Laborverfahren (ISO 11274:1998 + Cor. 1:2009), Deutsche Fassung EN ISO 11274:2014*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN EN ISO 11885. (2009). *Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES) (ISO 11885:2007); Deutsche Fassung EN ISO 11885:2009*. Beuth Verlag.
- DIN EN ISO 15587-2. (2002). *Wasserbeschaffenheit – Aufschluss für die Bestimmung ausgewählter Elemente in Wasser – Teil 2: Salpetersäure-Aufschluss (ISO 15587-2:2002; Deutsche Fassung EN ISO 15587-2:2002*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN ISO 10694. (1995). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 10694:1995)*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN ISO 11277. (2002). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Minerlaböden – Verfahren mittels Siebung und Sedimentation (ISO 11277:1988 + ISO 11277:1998/Cor.1:2002)*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DIN ISO 13878. (1998). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs durch trockene Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 13878:1998)*. Berlin, Germany: Beuth Verlag.
- DIN ISO 15178. (2001). *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Gehalts an Gesamt-Schwefel in Boden durch trockene Verbrennung bei mindestens 1150 °C (ISO 15178:2000)*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- DWA. (2012). *Leitlinie zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinie) (8. Ausg.)*. Hennef, Germany: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWA-A 138. (2005). *Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagsabwasser*. Hennef, Germany: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- EN 12457-4. (2003). *Charakterisierung von Abfällen – Auslaugung – Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen – Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne*

- oder mit Korngrößenreduzierung) Deutsche Fassung EN 12457-4:2002. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag.
- Fang, W., Delapp, R. C., Kosson, D. S., van der Sloot, H. A., & Liu, J. (2017). Release of heavy metals during long-term land application of sewage sludge compost: percolation leaching tests with repeated additions of compost. *Chemosphere*, 169, 271–280. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.11.086
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., . . . Viklander, M. (7 2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12, 525–542. doi:10.1080/1573062x.2014.916314
- Göbel, P., Dierkes, C., & Coldewey, W. G. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91, 26–42. doi:10.1016/j.jconhyd.2006.08.008
- Gromaire, M.-C., Chebbo, G., & Constant, A. (2002). Impact of zinc roofing on urban runoff pollutant loads: the case of Paris. *Water Science and Technology*, 45, 113–122. doi:10.2166/wst.2002.0123
- Gülbaz, S., Kazezyılmaz-Alhan, C. M., & Coptý, N. K. (2015). Evaluation of heavy metal removal capacity of bioretention systems. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226. doi:10.1007/s11270-015-2640-y
- Harrison, R. M., & Thorpe, A. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Science of The Total Environment*, 400, 270–282. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.06.007
- Harrison, R. M., Laxen, D. P., & Wilson, S. J. (1981). Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dusts and roadside soils. *Environmental Science & Technology*, 15, 1378–1383. doi:10.1021/es00093a013
- Hernandez, L., Probst, A., Probst, J. L., & Ulrich, E. (2003). Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of The Total Environment*, 312, 195–219. doi:10.1016/s0048-9697(03)00223-7
- Horstmeyer, N., Huber, M., & nd Brigitte Helmreich, J. E. (2018). Räumliche Verteilung der Schwermetallgehalte in den Oberböden von 35 Versickerungsmulden für Verkehrsflächenabflüsse. *GWF Wasser/Abwasser*, 159, 42–52.
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, 541, 895–919. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.033
- Jones, P. S., & Davis, A. P. (2013). Spatial accumulation and strength of affiliation of heavy metals in bioretention media. *Journal of Environmental Engineering*, 139, 479–487. doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000624
- Kabala, C., Karczewska, A., & Medynska-Juraszek, A. (2014). Variability and relationships between Pb, Cu, and Zn concentrations in soil solutions and forest

- floor leachates at heavily polluted sites. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177, 573–584. doi:10.1002/jpln.201400018
- Kabir, M. I., Daly, E., & Maggi, F. (2014). A review of ion and metal pollutants in urban green water infrastructures. *Science of The Total Environment*, 470–471, 695–706. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.10.010
- Kayhanian, M., Fruchtmann, B. D., Gulliver, J. S., Montanaro, C., Ranieri, E., & Wuertz, S. (2012). Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research*, 46, 6609–6624. doi:10.1016/j.watres.2012.07.026
- Kim, G., & Lee, S. (2018). Characteristics of tire wear particles generated by a tire simulator under various driving conditions. *Environmental Science & Technology*, 52, 12153–12161. doi:10.1021/acs.est.8b03459
- Kim, Y.-J., Steenhuis, T. S., & Nam, K. (2008). Movement of heavy metals in soil through preferential flow paths under different rainfall intensities. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 36, 984–989. doi:10.1002/clen.200800141
- Kluge, B., & Wessolek, G. (2012). Heavy metal pattern and solute concentration in soils along the oldest highway of the world—the AVUS Autobahn. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 6469–6481.
- Kluge, B., Sommer, H., Kaiser, M., Markert, A., Pallasch, M., & Weise, A. (2016). *Leistungsfähigkeit und Zustand langjährig betriebener dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen (LEIREV)*. resreport.
- Kluge, B., Werkenthin, M., & Wessolek, G. (2014). Metal leaching in a highway embankment on field and laboratory scale. *Science of The Total Environment*, 493, 495–504. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.05.120
- Knight, B. P., Chaudri, A. M., McGrath, S. P., & Giller, K. E. (1998). Determination of chemical availability of cadmium and zinc in soils using inert soil moisture samplers. *Environmental Pollution*, 99, 293–298. doi:10.1016/s0269-7491(98)00021-9
- Kumpiene, J., Giagnoni, L., Marschner, B., Denys, S., Mench, M., Adriaensen, K., . . . Renella, G. (2017). Assessment of methods for determining bioavailability of trace elements in soils: A review. *Pedosphere*, 27, 389–406. doi:10.1016/s1002-0160(17)60337-0
- LeFevre, G. H., Paus, K. H., Natarajan, P., Gulliver, J. S., Novak, P. J., & Hozalski, R. M. (2015). Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and fate in bioretention cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141. doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000876
- Leroy, M. C., Marcotte, S., Legras, M., Moncond'huy, V., Derf, F. L., & Portet-Koltalo, F. (2017). Influence of the vegetative cover on the fate of trace metals in retention systems simulating roadside infiltration swales. *Science of The Total Environment*, 580, 482–490. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.11.195

- Li, H., & Davis, A. P. (2008). Heavy metal capture and accumulation in bioretention media. *Environmental Science & Technology*, 42, 5247–5253. doi:10.1021/es702681j
- Liu, J., Sample, D., Bell, C., & Guan, Y. (2014). Review and research needs of bioretention used for the treatment of urban stormwater. *Water*, 6, 1069–1099. doi:10.3390/w6041069
- Montalvo, D., & Smolders, E. (2019). Metals and metalloid removal by colloidal humic acid–goethite: column experiments and geochemical modeling. *Vadose Zone Journal*, 18. doi:10.2136/vzj2019.01.0004
- Moreno-Jiménez, E., Beesley, L., Lepp, N. W., Dickinson, N. M., Hartley, W., & Clemente, R. (2011). Field sampling of soil pore water to evaluate trace element mobility and associated environmental risk. *Environmental Pollution*, 159, 3078–3085. doi:10.1016/j.envpol.2011.04.004
- Öberg, T., & Bergbäck, B. (2005). A review of probabilistic risk assessment of contaminated land. *Journal of Soils and Sediments*, 5, 213–224. doi:10.1065/jss2005.08.143
- OECD. (2000). OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1. Physical-Chemical Properties. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). doi:10.1787/9789264069602-en
- Reck, A., Paton, E., & Kluge, B. (2019). Advanced in situ soil water sampling system for monitoring solute fluxes in the vadose zone. *Vadose Zone Journal*, 18. doi:10.2136/vzj2019.01.0008
- Reck, A. (2020). Vadose Zone Water and Contaminant Transport. Field and Modelling Studies on Semi-natural to Natural Soils in Central Europe. Doktorarbeit am FG Ökohydrologie der Technischen Universität Berlin. ORCID: 0000-0003-4374-3202 (eingereicht)
- Rommel, S. H., Ebert, V., Huber, M., Drewes, J. E., & Helmreich, B. (2019). Spatial distribution of zinc in the topsoil of four vegetated infiltration swales treating zinc roof runoff. *Science of The Total Environment*, 672, 806–814. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.04.016
- Sommer, H., Engel, N., Rehfeld-Klein, M., & Sieker, F. (2002). Messtechnische Untersuchung zur Funktion eines Mulden-Rigolen-Systems. *GWF-Wasser/Abwasser*, 143, 864–871.
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Branchu, P., Kovacs, Y., & Gromaire, M.-C. (2017). Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices – inter-site comparison. *Science of The Total Environment*, 579, 881–892. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.226
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., & Gromaire, M.-C. (2016). Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: a literature review. *Science of The Total Environment*, 569-570, 904–926. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.215

- Trowsdale, S. A., & Simcock, R. (2011). Urban stormwater treatment using bioretention. *Journal of Hydrology*, 397, 167–174. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.023
- Utermann, J., Meyenburg, G., Altfelder, S., Gäbler, H.-E., Duijnsveld, W., Bahr, A., & Streck, T. (2005). *Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen.*
- Werkenthin, M., Kluge, B., & Wessolek, G. (2014). Metals in European roadside soils and soil solution – a review. *Environmental Pollution*, 189, 98–110. doi:10.1016/j.envpol.2014.02.025
- Werkenthin, M., Kluge, B., & Wessolek, G. (2016). Assessment of metal retention in newly constructed highway embankments. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 23619–23629. doi:10.1007/s11356-016-7526-z
- Wong, C. S., Li, X., & Thornton, I. (2006). Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142, 1–16. doi:10.1016/j.envpol.2005.09.004
- Zia, A., van den Berg, L., Ahmad, M. N., Riaz, M., Zia, D., & Ashmore, M. (2018). Controls on accumulation and soil solution partitioning of heavy metals across upland sites in United Kingdom (UK). *Journal of Environmental Management*, 222, 260–267. doi:10.1016/j.jenvman.2018.05.076