

Untersuchungen zur Optimierung von Schadstoffrückhalt und Standfestigkeit von Banketten

Berichte der
Bundesanstalt für Straßenwesen

Verkehrstechnik Heft V 300

bast

Untersuchungen zur Optimierung von Schadstoffrückhalt und Standfestigkeit von Banketten

von

Moritz Werkenthin
Björn Kluge
Gerd Wessolek

Technische Universität Berlin
FG Standortkunde Bodenschutz

**Berichte der
Bundesanstalt für Straßenwesen**

Verkehrstechnik Heft V 300

bast

Die Bundesanstalt für Straßenwesen veröffentlicht ihre Arbeits- und Forschungsergebnisse in der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen**. Die Reihe besteht aus folgenden Unterreihen:

A - Allgemeines
B - Brücken- und Ingenieurbau
F - Fahrzeugtechnik
M - Mensch und Sicherheit
S - Straßenbau
V - Verkehrstechnik

Es wird darauf hingewiesen, dass die unter dem Namen der Verfasser veröffentlichten Berichte nicht in jedem Fall die Ansicht des Herausgebers wiedergeben.

Nachdruck und photomechanische Wiedergabe, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung der Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

Die Hefte der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen** können direkt bei der Carl Schünemann Verlag GmbH, Zweite Schlachtpforte 7, D-28195 Bremen, Telefon: (04 21) 3 69 03 - 53, bezogen werden.

Über die Forschungsergebnisse und ihre Veröffentlichungen wird in der Regel in Kurzform im Informationsdienst **Forschung kompakt** berichtet. Dieser Dienst wird kostenlos angeboten; Interessenten wenden sich bitte an die Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

Ab dem Jahrgang 2003 stehen die **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt)** zum Teil als kostenfreier Download im elektronischen BASt-Archiv ELBA zur Verfügung.
<http://bast.opus.hbz-nrw.de>

Impressum

Bericht zum Forschungsprojekt: FE 05.0160/2010/MGB:
Untersuchungen zur Optimierung von
Schadstoffrückhalt und Standfestigkeit von Banketten

Fachbetreuung:

Birgit Kocher
Michael Bürger

Herausgeber

Bundesanstalt für Straßenwesen
Brüderstraße 53, D-51427 Bergisch Gladbach
Telefon: (0 22 04) 43 - 0

Redaktion

Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit

Druck und Verlag

Fachverlag NW in der
Carl Schünemann Verlag GmbH
Zweite Schlachtpforte 7, D-28195 Bremen
Telefon: (04 21) 3 69 03 - 53
Telefax: (04 21) 3 69 03 - 48
www.schuenemann-verlag.de

ISSN 0943-9331

ISBN 978-3-95606-357-2

Bergisch Gladbach, Februar 2018

Kurzfassung – Abstract

Untersuchungen zur Optimierung von Schadstoffrückhalt und Standfestigkeit von Banketten

Das Ziel der Arbeit war es, Schwermetallrückhaltevermögen von Banketten zu untersuchen und zu vergleichen. Dabei sollte geprüft werden, ob es bei einer Versickerung von Straßenabflusswasser über standfeste Bankette zu einer Überschreitung der Prüfwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) kommt.

In einem Säulenversuch wurden sieben verschiedene Bankettaufbauten hinsichtlich ihres Schwermetallrückhalts untersucht. Anhand der Ergebnisse wurden die im Feld zu untersuchenden Varianten festgelegt. An der BAB A 115 wurde eine Lysimeterstation zur Bestimmung der Schwermetallretention aus dem Straßenabfluss in Banketten errichtet. Es wurden drei Bankettmaterialien untersucht: ein Oberboden (OB), ein Baustoffgemisch aus natürlicher Gesteinskörnung (BS) und ein Gemisch aus (1) und (2), mit einem OB-Anteil von 15 M.-% (OB15). Die Varianten BS und OB15 verfügen über eine ausreichende Tragfähigkeit, der OB ist eine nicht standfeste Referenzvariante. Zusätzlich wurden drei weitere Lysimeter installiert, um den der Straßenabfluss zu erfassen.

Die mittleren Lösungskonzentrationen im Sickerwasser aller Varianten liegen unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV (ausgenommen Cu bei OB). Die BS-Variante weist eine Wasserdurchlässigkeit von $5,5 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ auf, so dass ein größerer Anteil des Zuflusses infiltriert als bei den beiden anderen Varianten. Dies führt trotz geringer Konzentrationen zu höheren Schwermetallfrachten. Auch nach den Prognosen einer Modellstudie ist die OB15-Variante am besten geeignet, um Schwermetalle aus dem Straßenablauf zurück zu halten.

Anhand der bisherigen Ergebnisse ist davon auszugehen, dass standfeste Bankette über einen ausreichenden Schwermetallrückhalt verfügen. Um die Schwermetallfrachten im Bankettbereich möglichst gering zu halten wird empfohlen, einen Mindestfeinkornanteil für Bankettmaterialien festzulegen.

Studies on the optimization of pollutant retention and stability of embankments

The aim of this study was to analyse and compare the heavy metal retention of different embankment soils. It should be examined whether the infiltration of road runoff into stable embankments leads to an exceedance of the trigger values of the Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BBodSchV) in soil solution or not.

In a first step metal retention of seven different embankment constructions was analysed in column experiments. Based on the obtained results three different embankment constructions were chosen to be investigated in a field study. A lysimeter site was constructed at the BAB A 115 highway in order to determine heavy metal retention of embankment constructions from road runoff. The following materials were analysed for heavy metal retention capacity: a topsoil (OB), a base course material (BS), a mixture of base course material (BS) and topsoil (OB), containing 15% topsoil (OB15). The variants BS and OB15 have a sufficient bearing capacity, the OB was used as a non-stable reference. Additionally, three further lysimeters were installed to collect the road runoff.

The mean solute concentration in the soil solution of all variants are do not exceed the trigger values of the BBodSchV (except for Cu at OB). Since the BS variant has the highest infiltration capacity ($5,5 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) a higher rate of road runoff infiltrates compared to the other variants. Even though metal concentrations are lowest, this leads to higher metal loads. The predictions of the numerical modelling performed also indicate that the OB15 is the most appropriate variant for metal retention from road runoff.

Based on the previous results it can be assumed that stable embankment constructions provide a sufficient heavy metal retention capacity. It is recommended to define a minimum share of fine soil material for materials used for stable embankment constructions to reduce heavy metal loads in the embankment area.

Summary

Studies on the optimization of pollutant retention and stability of embankments

1 Objective

The decentralised infiltration of highway runoff into the adjacent embankment is one important method in stormwater management practice in Germany, especially for rural areas. Compared to rainwater, highway runoff contains elevated concentrations of potential contaminants (GOLWER, 1991; KAYHANIAN et al., 2012). The infiltration into the embankment soils leads, besides dust deposition and spray water, to a relevant input contaminants in roadside environments.

Roadside soils usually contain elevated concentrations of heavy metals as several investigations show (DIERKES & GEIGER, 1999; KOCHER & WESSOLEK, 2003; KLUGE & WESSOLEK, 2012). The concentrations often exceed the precautionary values of the German Federal Soil Protection and Contamination Ordinance (BBodSchV, 1999). However the metal concentrations in the soil solution are mostly below the trigger values of the BBodSchV, even at highway sites which have been operated for a long time.

Existing embankment soils therefore provide a sufficient heavy metal retention capacity. According to the German Road and Transportation Research Association, newly constructed highway embankments have to provide a specific bearing capacity to enable trafficability in emergency cases (ZTVE-StB 09). Per road construction regulations (ZTVE-StB 09) the following materials containing a maximum grain size of 32 mm are suitable for stable embankment construction:

1. Mixed-grained soils of the soil groups GU, GT.
2. Mixtures of broken rock/aggregates, RC materials and manufactured aggregates/materials, provided they correspond to the soil groups aforementioned.
3. Gravel lawn containing a topsoil content of 15 M.-%.

The metal retention of embankments constructed according to the new regulations has not been investigated yet. However, increasing the gravel content of the embankment soils in order to ensure drivability leads to different sorption capacity compared to the existing embankments. Furthermore new limit values for heavy metals in soil solution will be implemented according to the German Federal States' Working Group on Water (LAWA, 2004) into national law. This would lead to much lower limit values.

Therefore it is the aim of this study to investigate and compare the heavy metal retention capacity of stable and non-stable embankment soils. Furthermore it shall be analysed if heavy metal concentrations in soil solution of stable embankments exceed the trigger values of the BBodSchV due to the diffuse infiltration of road runoff.

2 Laboratory studies – column experiments

The metal retention capacity of different materials used for embankment construction was examined on a laboratory scale. Seven different embankment constructions to be investigated were determined (table 1). Detailed information of the materials used in the column experiment are listed in table 2.

The irrigation of the columns was carried out with artificial road runoff. The effluent of the single irrigation events was collected (before starting the next irrigation) and analysed separately. The column experiment was conducted for 16 weeks, performing a total of 32 irrigation events. In order to determine dissolved and particulate metal concentrations one part of each sample was ultra-centrifuged and the supernatant solution was decanted.

Metal concentrations of ultra-centrifuged and non-centrifuged samples were analysed for heavy metal concentrations (Cd, Cr Cu Ni, Pb and Zn) with ICP-OES. The columns I, IV and VI containing the materials OB, OB15 and BS were sampled in layers after the irrigation experiment. The samples were collected from the layers 0-2 cm, 4-6 cm and 8-10 cm. The samples/materials were digested and analysed for heavy metal concentrations in the following.

Results

All embankment materials investigated in the soil column experiment retained the heavy metals introduced via artificial road runoff sufficiently. Heavy metal concentrations in the effluent of the variants II, III and VII (OB + RC, OB15 and RC) exceeded the trigger values of the BBodSchV sporadically, however this was probably due to metal leaching from the solid phase. After some initial exceedances, concentrations in the effluent decreased significantly during the course of investigation.

Heavy metal concentrations in the effluent of all variants were below the trigger values of the BBodSchV after exchanging six pore volumes. A clear increase in effluent concentrations was

only determined for Cu and Zn for variant VI (BS). This is probably due to the small fraction of fine soil (< 0.063 mm) and the low C_{org} content of the BS material. Furthermore the most pore volumes were exchanged in this variant (due to the high infiltration capacity), which probably lead to decreasing sorption capacity of the material analysed. A particle-bound heavy metal transport was not observed for variants investigated. Solid phase concentrations partly increased significantly during the experiment. However this increase did not influence solute concentrations in the column effluent.

Based on the results from the column experiment it was decided to investigate the variants III, V and VI more detailed in a lysimeter field study.

| Embankment constructions | Material | Degree of compaction DPr [%] | Thickness [cm] |
|-------------------------------|---|---------------------------------|-------------------|
| Variant I (ZTV E-StB 09) | Topsoil (OB) soil group GU or GT | press on 100 | 5 15 |
| Variant II (ZTV E-StB 09) | Topsoil RC material | press on 100 | 5 15 |
| Variant III (ZTV E-StB 09) | Gravel lawn (15% OB) | 100 | 20 |
| Variant IV | Gravel lawn (20% OB) | 100 | 20 |
| Variant V (RAS-Ew 2005) | Topsoil | press on | 20 |
| Variant VI | Mixtures of natural broken rock and sand | 100 | 20 |
| Variant VII | RC material | 100 | 20 |

Tab. 1: Column experiment embankment constructions

| | Material | Regulation |
|---|--|---------------------------|
| 1 | Topsoil, (OB) SI2, Corg < 4%, GV < 8% | --- |
| 2 | Soil GU or GT (GU/GT) Mixed-grained soils of the soil groups GU or GT, fraction of <0,063 mm ranging between 5 M.-% and 15 M.-% | DIN 18196 |
| 3 | Mixture from natural broken rock and sand (BS) Base course construction material (0/32) from natural broken rock and sand, fraction of < 0,063 mm \leq 5 M.-% | TL SoB-StB TL Gestein-StB |
| 4 | Mixture from RC materials (RC) Base course construction material (0/32) from RC material, fraction of < 0,063 mm \leq 5 M.-% | TL SoB-StB TL Gestein-StB |
| 5 | Gravel lawn containing 15% OB (OB15) Base course construction material (0/32) from natural broken rock and sand containing 15 M.-% of the abovementioned topsoil | ZTV E-StB, STLK, LB 112 |
| 6 | Gravel lawn containing 20% OB (OB20) Base course construction material (0/32) from natural broken rock and sand containing 20 M.-% of the abovementioned topsoil | --- |

Tab. 2: Properties of the materials used in the column experiment

3 Field studies – lysimeter site

In order to determine heavy metal concentrations in the soil solution of stable embankments lysimeter site was constructed. The lysimeters were installed at the BAB A 115 highway between the exits Potsdam-Babelsberg and Kleinmachnow, at the operation kilometer 13. The traffic volume at the study site ranges between 63,000-80,000 vehicles per day, with 6-7% of heavy traffic (FITSCHEN & NORDMANN, 2012). In this section, the highway is 36 m wide (including central reservation and embankment) and has three concrete lanes per direction. The sealed road surface has a width of 15 m in each direction and is drained across the adjacent embankment. At the study site, no crash barriers are installed at the roadside.

The six lysimeter tubes are made of PE and were installed into the existing embankment directly at the road edge. All lysimeters have an inclination of 7%, equivalent to the surrounding embankment. Three lysimeters were filled with different soil materials, which were recently used for embankment construction in Germany (embankment lysimeter). They have the following dimensions: length: 150 cm, width: 100 cm, height: 70 cm. Three further lysimeters filled with plain washed pebble gravel to collect the road runoff (runoff lysimeter). They have the following dimensions: length: 150 cm, width: 100 cm, height: 15 cm. The embankment lysimeter have a 15 cm long and 15 cm high extension with a discharge on the side facing away from the road in order to collect the surface runoff. Furthermore the lysimeter have two discharges in different depths to collect seepage water and interflow of the embankment soils (figure 1).

The water volumes were measured by tipping buckets (V2A, UP-Umweltanalytische Produkte GmbH) with a tipping volume of 2 L and 0.5 L respectively. Composite samples were collected in PE vessels (figure 1). The runoff lysimeters were filled with plain washed pebble gravel (\varnothing 5.6-8 mm). The embankment lysimeter were half filled with a staggered drainage layer made of washed and lime-free gravel and coarse sand. The three different embankment materials to be investigated were installed above the drainage layer. The following materials were analysed for heavy metal retention capacity:

- (1) Conventional embankment material (surrounding topsoil) as a non-stable reference (OB). According to the KA5 the OB can be classified as a weak loamy sand (Su2) containing a $C_{org} < 1\%$.
- (2) Base course construction material (0/32) from a mixture of natural broken rock and sand (BS)
- (3) Mixture of base course material (2) and 15% topsoil (1) (OB15)

Within the scope of the research project FE-Nr. 05.177/2012/MRB the bearing capacity of the OB15 was analysed and considered to be sufficient according to the requirements of the ZTVE StB 09 (KOUKOULIDOU et al., 2014). The BS material complies with the requirements of the TL SoB-StB for base course layers under concrete pavements. The OB material does not provide a sufficient bearing capacity. However it was analysed as a non-stable reference variant. After one year of operation considerable amounts of sediments accumulated in the runoff lysimeter. The sediments

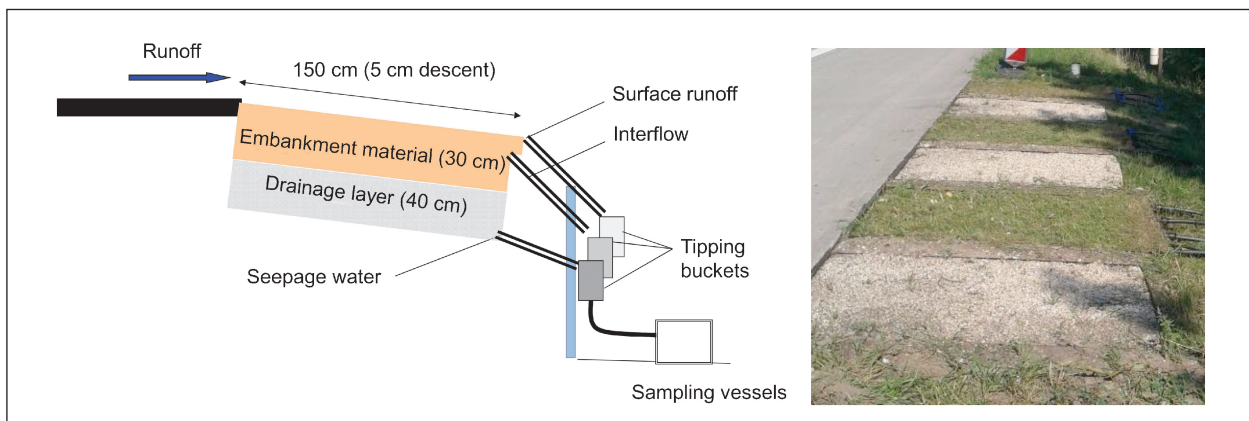


Fig. 1: Schematic sketch of an embankment lysimeter with tipping buckets and sampling vessels (left). Pictures of the six lysimeters (right)

were removed in November 2013 from runoff lysimeter 2 and 3 analysed for metal concentration in the laboratory. The concentrations determined were used to calculate new, "corrected" total heavy metal concentrations for road runoff.

The liquid composite samples from the lysimeter discharges were collected and analysed every 2 respectively 4 weeks. One part of the sample was filtered through 0.45 μm (Satorius; cellulose-acetate) and acidified with 5M HNO_3 to $\text{pH} < 2$. The other part of the sample was digested with HNO_3 in a microwave (CEM MARS 5) according to DIN EN ISO 15587-2 to determine total heavy metal concentrations (particle-bound + dissolved). Total concentrations were determined from the 17.04.2013. All samples were measured with ICP-OES (Thermo Fisher ICAP 6000) to determine the concentrations of Cd, Cu, Cr, Ni, Pb and Zn. The samples were stored in a fridge with 4°C if an immediate measurement of the samples was not possible.

3.1 Results

3.2 Runoff volume and potential groundwater recharge

The total discharge of the embankment lysimeter (soil solution + surface run-off) during the measuring period (15.11.2012 – 30.11.2014) corresponds to 30-40% of the mean road runoff volume. The Potential evapotranspiration (PET) of 1400 mm

cannot explain the large differences between the runoff and embankment lysimeter (there is hardly any evapotranspiration in the runoff lysimeter). Various local factors like small road surface depressions, longitudinal gradient, precipitation intensity, road maintenance as well as temporarily damaged joints between lysimeters and road probably cause the large variation between the annual lysimeter runoff.

The percentage of surface runoff is lowest at the BS lysimeter (17%). Grain size distribution of the BS embankment soil leads to a high infiltration capacity. Surface runoff at the OB15 and OB embankment lysimeter ranges between 46-51% (figure 2). Soil solution volume and accordingly the potential groundwater recharge rate is therefore highest beneath the BS soil (4000 mm), whereas beneath OB and OB15 soil it is about 2000 mm per year.

3.2.1 Heavy metals in road runoff

The composition of the road runoff and the dry deposition is affected by the traffic related factors like road design, types of fuel used, volume of light and heavy traffic and driving speed. Furthermore, environmental factors such as wind direction, amount and intensity of precipitation, previous dry periods and vegetation cover influence the runoff quality (PAGOTTO et al., 2001; LEE et al., 2011).

During the measuring period dissolved and total metal concentrations of the different runoff lysimeter show a similar course, except for single outliers.

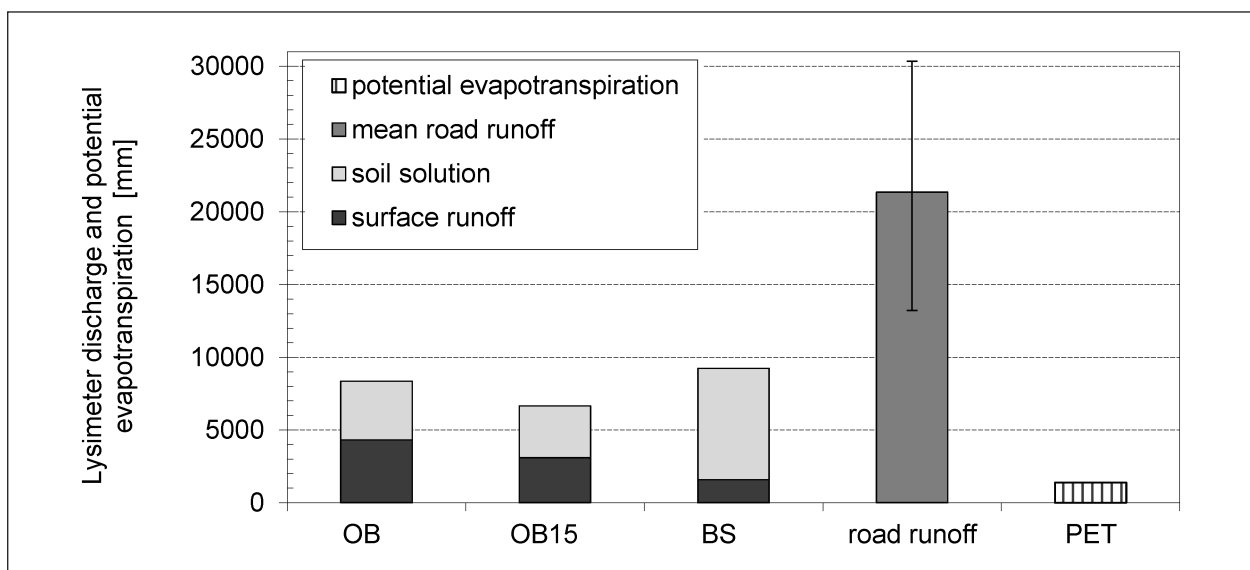


Fig. 2: Total discharge (soil solution = seepage water + interflow) of the embankment lysimeters (OB, OB15, BS) and mean discharge of the runoff lysimeter (15.11.2012 – 30.11.2014)

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|---|---------------------------------|------|-------|------|-------|------|
| Dissolved concentrations | $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ | | | | | |
| BEER et al. (2011) | 0.16 | 3.8 | 22.1 | 4.4 | < 0.1 | 144 |
| HALLBERG et al. (2007) | 0.11 | 5.4 | 19.6 | 3.8 | 0.1 | 98.3 |
| This study | 0.13 | 4.4 | 15.6 | 2.7 | 0.8 | 50.6 |
| Total concentrations | $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ | | | | | |
| BEER et al. (2011) | 0.51 | 96.8 | 226.1 | 35.3 | 8.4 | 738 |
| HELMREICH et al.(2010) | <0.5 | - | 155.0 | 35.0 | 43.0 | 592 |
| This study (measured) | 0.19 | 12.6 | 59.0 | 6.1 | 7.8 | 140 |
| This study (corrected with heavy metal concentrations of the sediments) | 0.5 | 57.7 | 157.1 | 18.0 | 26.8 | 500 |
| Particle-bound concentrations | $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ | | | | | |
| BEER et al. (2011) | 0.35 | 93.0 | 204.0 | 30.9 | 8.4 | 594 |
| This study | 0.37 | 53.0 | 141.0 | 15.6 | 7.6 | 450 |

Tab. 3: Dissolved and total metal concentrations in road runoff determined in this study compared with data of different authors

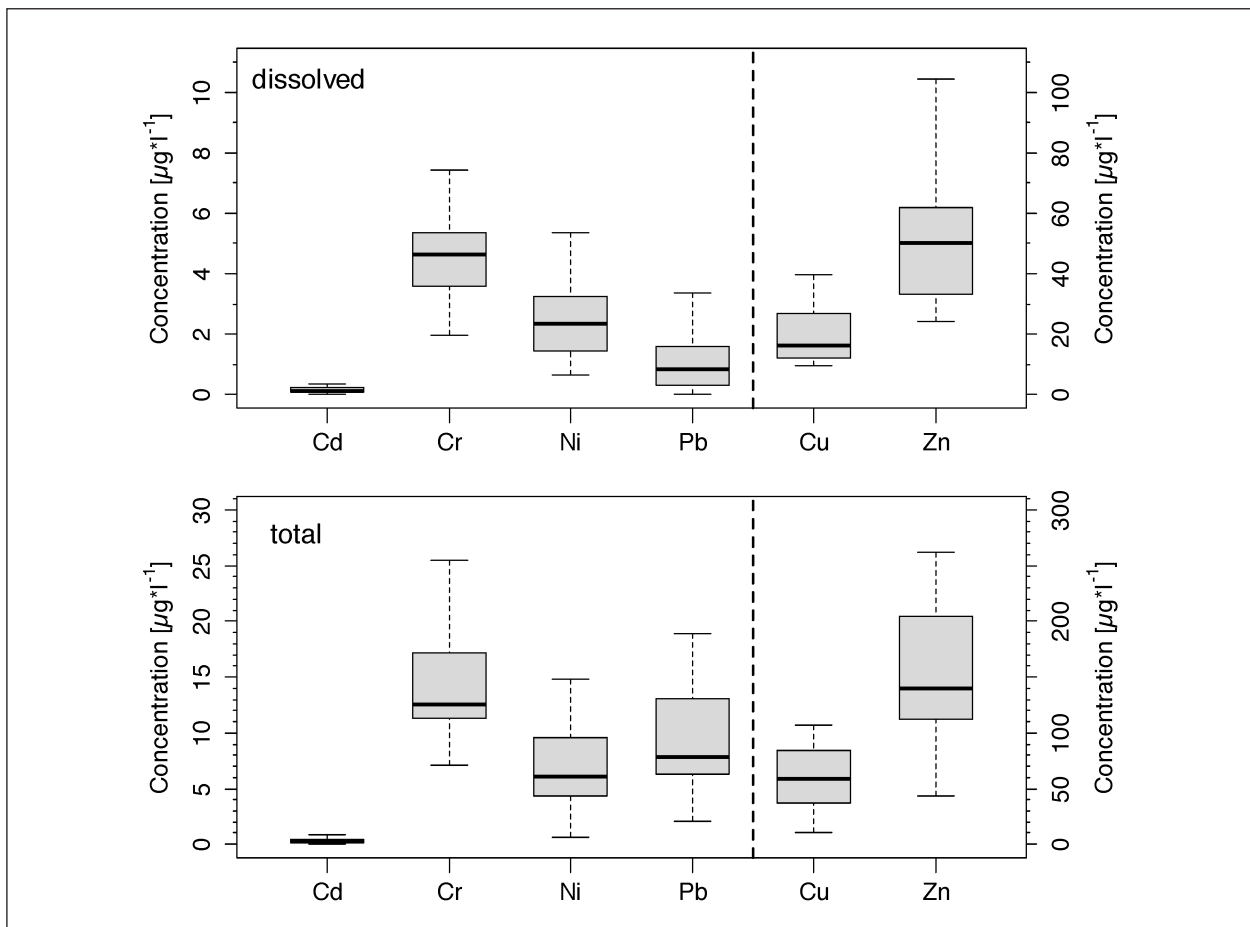


Fig. 3: Dissolved (top) and particle-bound (bottom) metal concentrations in road runoff of the A 115 (median, min., max., upper and lower quartile; outliers are not displayed). Note: the bold dashed line separates the plot into two different y-scales

During investigations at the A 555 and A 61, BEER et al. (2011) determined similar solute concentrations of Cd, Cu, Cr, Ni und Pb in road runoff, whereas Zn concentrations were significantly lower (table 3).

This could be explained by the absence of crash barriers at the lysimeter site. KLUGE & WESSOLEK (2012) could show that the leaching of galvanised crash barriers and road signs by rain and splashing water releases a considerable amount of Zn and Cd. Overall dissolved heavy metal concentrations in road runoff are relatively low. Mean solute concentrations are even below the limit values of LAWA (except for Cu).

One reason for this is that a large share the heavy metals emitted by road traffic activities is bound to particles (table 3, figure 3). The investigations of THORPE & HARRISON (2008) support this finding. Furthermore reactions with dissolved heavy metals may be already occur in road runoff. Dissolved metals may adsorb to particles present in road runoff, precipitation reactions may occur (e. g. with CaCO_3) or a complexation due to the presence organic substances as well as Fe and Mn oxides takes place (FOLKESON et al., 2009).

The dissolved metal concentrations determined in this study are within the range observed in other studies; total concentrations (dissolved + particle-bound) are significantly lower (table 3). The latter may be caused by different reasons. Besides the factor mentioned above, the road runoff sampling system is crucial for the heavy metal concentrations measured.

During the course of time considerable amounts of road derived sediments accumulate in the runoff lysimeter. Therefore, a correction of the measured total concentration was conducted. The heavy metal concentrations of the sediment were correlated to the corresponding sediment load and runoff volume. The resulting new "corrected" total metal concentrations (dissolved + particle-bound +

sediments) in road runoff were in the same range as literature values (table 3). Total (without sediments) and dissolved heavy metal concentrations of the road runoff are illustrated as boxplots in figure 3.

3.2.1 Heavy metals in soil solution

Median dissolved and particle-bound heavy metal concentrations in the soil solution of the different embankment lysimeters as well as the median concentrations in road runoff for the entire investigation period are shown in figure 4. The dissolved metal concentrations of all variants analysed are below the trigger values of the BBodSchV (table 4), except for Cu at OB. However in the BBodSchV no legal basis exists to evaluate the particle-bound metal fraction in soil solution.

Solute concentrations of Cu and Pb in the soil solution of the OB variant exceed the limit values according to LAWA (2004), which are also only valid for dissolved metal concentrations. However, the limit values recommended by LAWA are intended only for the evaluation of contamination in Groundwater.

The median dissolved concentrations of Cr, Cu, Pb and Zn in soil solution are highest in the OB embankment whereas total heavy metal concentrations are highest for Cu, Pb and Zn (figure 4). The BS embankment shows the highest total concentrations of Cr and Ni, the highest median concentration of Cd (total) was determined in the OB15 embankment. Median dissolved concentrations of Cd, Cr and Ni are rather low in the soil solution of all variants and no significant differences between the embankment constructions were measured. More than 50% of the heavy metals introduced to the roadside embankment soils via road runoff are associated with sediments. The sediment retention potentially leads to a significant metal accumulation in this area increasing the solid phase concentrations. This in turn could lead to

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|-------------------|------------------------------|----|----|----|----|-----|
| | $\mu\text{g}^*\text{l}^{-1}$ | | | | | |
| BBodSchV (1999) | 5 | 50 | 50 | 50 | 25 | 500 |
| LAWA (2004, 2006) | 0.5 | 7 | 14 | 14 | 7 | 58 |

Tab. 4: Trigger values for the transfer of soil solution to the groundwater of the BBodSchV and the limit values of LAWA for heavy metal concentrations in soil solution

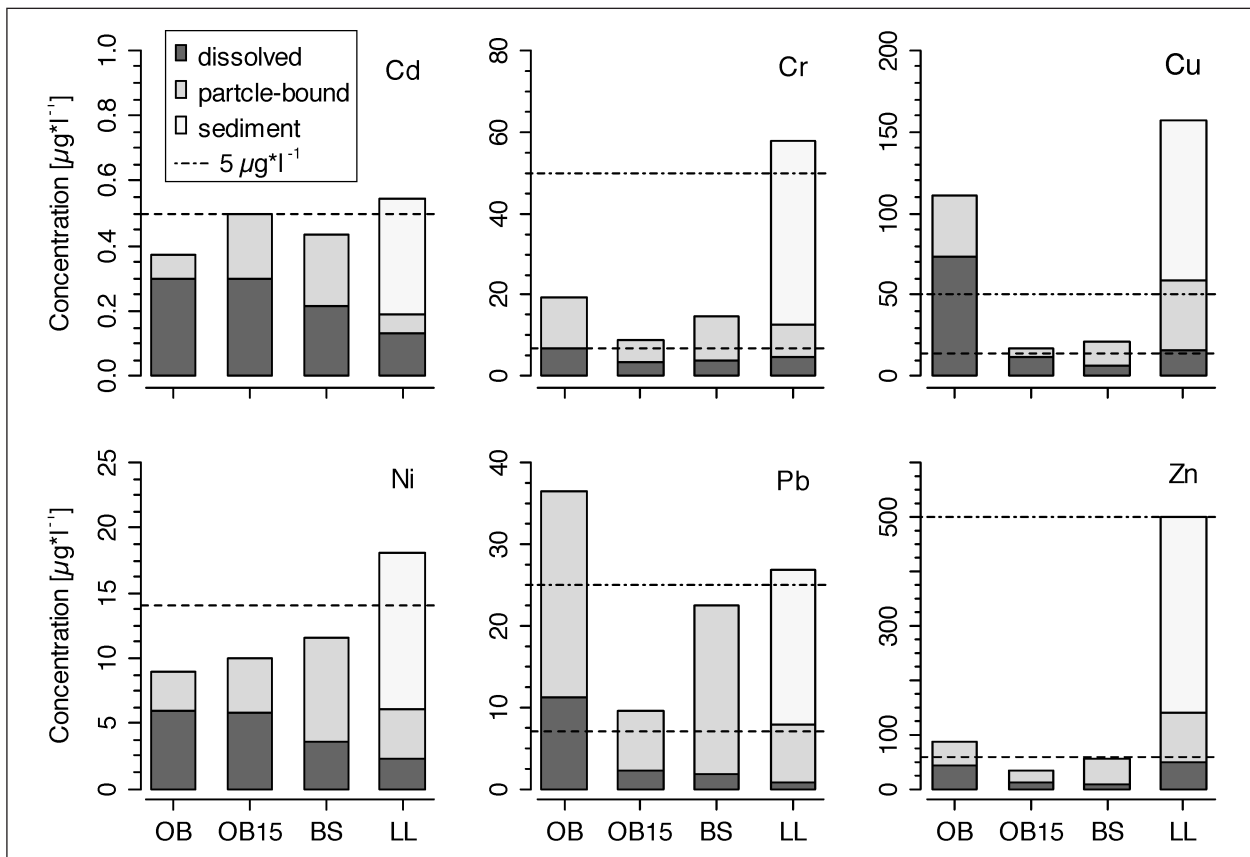


Fig. 4: Median dissolved, particle-bound and sediment metal concentrations in soil solution of different embankments and road runoff. The dashed line marks the trigger values of the BBodSchV for the metal transfer from soil solution to groundwater. The dash-point line marks the limit values according to LAWA (2004)

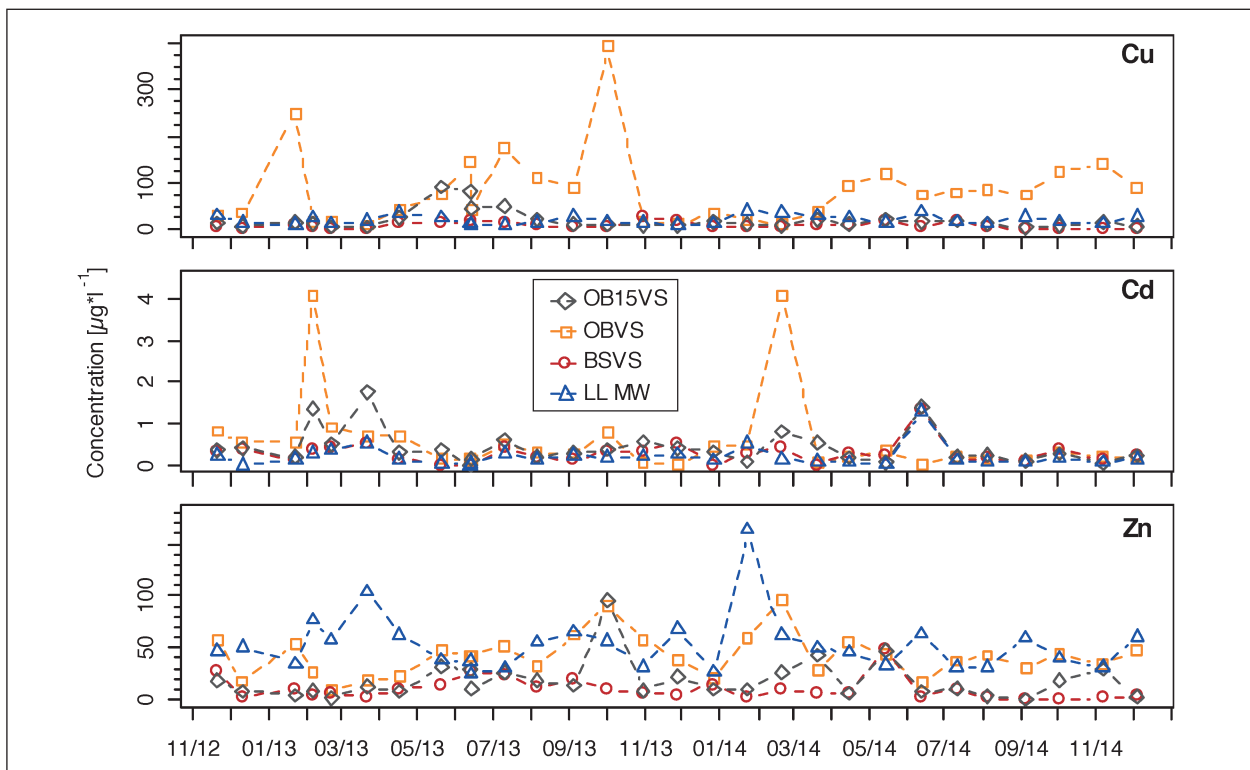


Fig. 5: Course of dissolved Cd, Cu and Zn concentrations in soil solution of the embankment lysimeter (OB, OB15, BS) and road runoff (LLMW)

elevated heavy metal concentrations in soil solution due to higher equilibrium concentrations.

To calculate the mean heavy metal loads of the different embankment lysimeters, median concentrations in road runoff and soil solution were multiplied with the related runoff volume. The OB15 had the best retention characteristics in terms of metal load reduction (a detailed description can be found in the final report FE 05.0160/2010/MGB).

Dissolved heavy metal concentrations in soil solution of the embankment lysimeters are often higher than concentrations than in road runoff. Equilibration between soil matrix and soil solution decisively influences heavy metal concentrations in soil solution of the embankment soils. In combination with relatively low solute concentrations in road runoff, this may lead to higher concentrations in soil solution than in road runoff (figure 5). However this could be a temporary effect that changes in time after equilibration.

The solute concentrations of Cd, Cu and Zn in soil solution of the BS lysimeter don't exceed the trigger values of the BBodSchV. In the soil solution of the OB 15 lysimeter. In the soil solution of OB 15 lysimeter Cu concentrations exceed the trigger values in May and June 2013. Solute concentrations of the other heavy metals were always below the trigger values of the BBodSchV.

Copper concentrations in soil solution of the OB lysimeter exceeded the trigger values of the BBodSchV in January 2013, from May to October 2013 and from April to December 2014. This corresponds to approximately 55% of the sampling dates. Solute concentrations of Pb exceeded the trigger values in January and October 2013 and from October to November 2014.

All other heavy metal concentrations in soil solution were below the trigger values during the whole investigation period. The increased heavy metal concentrations (especially those of Cu and Pb) in soil solution can mainly be attributed to the mobilization of metals from soil matrix. The application of deicing agents probably lead to the increased concentrations in January 2013. It can be observed that, the Cu and Pb concentrations of the OB embankment are increased during 2. and 3. quarter 2013/14 and in the 4. quarter 2014. This is probably caused by the decomposition and leaching of soil organic matter due to microbial activity, which in turn increases the mobility of heavy metals in

(embankment) soils (BÄCKSTRÖM et al. 2004; HJORTENKRANS et al. 2008). Dissolved and total concentrations of all heavy metals analysed are illustrated and discussed for the individual sampling dates in the final report FE 05.0160/2010/MGB.

4 Solute transport modelling

A numerical modelling of the solute transport in the investigated embankment soils was performed with HYDRUS1D. The model calculations showed, that heavy metal concentrations in soil solution the embankment soils investigated will not exceed the trigger values of the BBodSchV after 10 years of road operation. Even in the "worst case"-scenario, heavy metal concentrations in soil solution of stable embankments do not constitute a threat to the groundwater quality (according to the BBodSchV). Concentrations of Cu, Pb and Zn in soil solution of the OB and BS variant exceed the limit values according to LAWA in the "worst case"-scenario, however this scenario probably overestimates the future concentrations.

5 Conclusions

The dissolved and total metal concentrations of the different runoff lysimeters show a similar course during the measuring period. Mean dissolved heavy metal concentrations in the soil solution of all variants analysed are below the trigger values of the BBodSchV for the transfer of soil solution to the groundwater (except Cu at OB). The stable embankments investigated in this study (OB15 and BS) therefore meet the requirements concerning heavy metal retention from road runoff. Discussions are currently taking place about the introduction of new, stricter trigger values based on LAWA (2004). The current results show that even the limit values according to LAWA are respected below (in 30 cm soil depth) the investigated stable embankment constructions.

BS lysimeter had the highest heavy metal output loads. The major factor in the higher output loads is the high infiltration capacity of the BS material. According to the requirements of the RAS-EW, embankment soils ought to have a low infiltration capacity ($K_f < 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). The aim of this requirement was to ensure a sufficient pollutant retention (oral

statement Kocher and Porst 2008). The BS variant has an infiltration capacity of $K_f = 5.5 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ and thus does not fulfill the requirements of the RAS-EW. Nonetheless, heavy metal concentrations in the soil solution of the BS embankments are relatively low and consequently don't exceed the trigger values of the BBodSchV.

The OB15 variant has a much lower infiltration capacity ($K_f < 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$), which in turn leads to less groundwater recharge and an increased surface runoff. This allows the road runoff to infiltrate in a larger area resulting in a smaller groundwater recharge rate in the roadside zone. Therefore metal loads transferred to deeper soil layer via soil solution are much below the OB15 embankment compared to the BS variant. The predictions of the numerical modelling performed also indicate that the OB15 embankment soils is the most appropriate variant in terms of low soil solution concentrations in the long term.

5.1 Recommendations

Based on the previous results it can be assumed that the materials/soil listed in the ZTVE-StB 09 for stable embankment constructions provide a sufficient heavy metal retention capacity. The application of a separate topsoil layer on stable embankments is not necessary.

The requirements of the BBodSchV concerning heavy metal concentrations in soil solution can be met by a mixture of natural broken rock/aggregates and topsoil (so called "gravel lawn").

However the term "gravel lawn" listed in the ZTV E-StB 09 should be defined more accurately in order to guarantee a sufficient heavy metal retention in the embankment soils. Based on the results of this study it is recommended to define a minimum share fine soil material for substrates used for stable embankment constructions to reduce heavy metal loads in the embankment area. In combination with the findings of KOUKOULIDOU et al. (2014) on materials for stable embankment constructions, it is recommended to define a minimum share of 5 M.-% fine soil material. With respect to the structural requirements a maximum share of fine soil material as well as a minimum share of broken rock/gravel should be defined. However this was not the aim of the studies performed. Concerning this matter the

reader is referred to the results of KOUKOULIDOU et al. (2014).

During the investigations performed, transport and retardation mechanisms were observed only in newly constructed embankments. However it is very likely that the heavy metal retention capacity of embankment soils changes in the course of time. The input of alkaline dust and road traffic derived sediments will probably increase the heavy metal retention capacity of the embankment soils in the long term (also of those with a low heavy metal sorption capacity). Heavy metal concentrations in soil solution of embankment materials containing topsoil (OB and OB15) were often higher than in the variant without topsoil. This is probably only a temporary effect caused by the increased decomposition of soil organic material due to rearrangement of the topsoil during lysimeter site construction. Therefore it should be analysed if these differences persist, increase or decrease over time. For this reason, no changes on the materials installed in the lysimeters should be made.

In order to predict the long-term development of heavy metal concentrations in the soil solution of stable embankment constructions it is important to gather data on changing heavy metal retention capacity of roadside embankment soils. It is therefore recommended to continue the lysimeter studies at the A 115.

Inhalt

| | | | |
|---|----|---|----|
| Bilder | 14 | 4 Ergebnisse und Diskussion | 33 |
| Tabellen | 17 | 4.1 Säulenversuch | 33 |
| 1 Kurzfassung | 19 | 4.1.1 Eluate | 35 |
| 2 Einleitung | 19 | 4.1.2 Festphasenkonzentrationen | 38 |
| 2.1 Problem-/Zielstellung | 19 | 4.1.3 Zusammenfassung Säulenversuch ... | 41 |
| 2.2 Stand der Forschung | 20 | 4.2 Adsorptionsisothermen | 42 |
| 2.2.1 Schadstoffquellen | 20 | 4.3 Lysimeterstation | 42 |
| 2.2.2 Verlagerung in den Straßenrandbereich | 20 | 4.3.1 Materialeigenschaften | 42 |
| 2.2.3 Charakterisierung von Straßenrandböden | 21 | 4.3.2 Klima | 44 |
| 2.2.4 Transport von Schwermetallen in Straßenrandböden | 21 | 4.3.3 Bodenfeuchte und Temperatur | 46 |
| 2.2.5 Schwermetalle im Sickerwasser von Straßenrandböden | 22 | 4.3.4 Abflussgeschehen Lysimeter | 46 |
| 3 Material und Methoden | 23 | 4.3.5 Elektrische Leitfähigkeiten und pH-Werte der Straßen- und Lysimeterabflüsse | 49 |
| 3.1 Aufbau Säulenversuch | 23 | 4.3.6 Schwermetallkonzentrationen im Straßenabfluss | 50 |
| 3.1.1 Durchführung Säulenversuch | 24 | 4.3.7 Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser | 55 |
| 3.1.2 Bestimmung chemischer und physikalischer Parameter | 25 | 4.3.8 Schwermetallkonzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluss ... | 62 |
| 3.2 Adsorptionsversuch | 25 | 4.3.9 Schwermetallfracht im Sickerwasser | 62 |
| 3.2.1 Allgemeines | 25 | 4.4 Modellierung des Stofftransportes ... | 64 |
| 3.2.2 Durchführung | 25 | 4.4.1 Kupfer | 64 |
| 3.2.3 Anpassung nach Freundlich | 26 | 4.4.2 Blei | 64 |
| 3.3 Feldversuch | 26 | 4.4.3 Cadmium | 66 |
| 3.3.1 Standort | 26 | 4.4.4 Zink | 67 |
| 3.3.2 Bau und Funktion der Feldmessstelle | 26 | 4.4.5 Zusammenfassung | 67 |
| 3.3.3 Funktionsweise und Betrieb der Lysimeteranlage | 29 | 5 Zusammenfassung und Fazit | 68 |
| 3.3.4 Bestimmung chemischer und physikalischer Parameter | 29 | 5.1 Übersicht | 68 |
| 3.3.5 Arbeiten an der Anlage | 30 | 5.2 Empfehlungen | 69 |
| 3.4 Modellierung mit HYDRUS 1D | 31 | 6 Literatur | 70 |
| 3.4.1 Eingabeparameter HYDRUS 1D ... | 31 | Anhang | 74 |
| 3.4.2 Annahmen und Randbedingungen ... | 32 | | |

Bilder

- Bild 1: Schematische Darstellung der Eintragspfade von Schadstoffen in den Straßenrandbereich (WERKENTHIN et al., 2014)
- Bild 2: Schematischer Aufbau des Säulenversuches (links) und Foto einer gepackten Säule (rechts)
- Bild 3: Leere Lysimeterwannen (1.000 l)
- Bild 4: Ausheben der Lysimetergruben
- Bild 5: Bankettlysimeter mit Drainageschicht
- Bild 6: Einbau der Lysimeterwannen
- Bild 7: Schematische Darstellung eines befüllten Bankettlysimeters mit Kippwaagen und Probenahmegefäß
- Bild 8: Kippwaagen geöffnet
- Bild 9: Kippwaagen geschlossen
- Bild 10: Schematische Darstellung der befüllten Lysimeter
- Bild 11: Schematische Anordnung der Lysimeter an der A 115
- Bild 12: Begrüntes OB-Lysimeter
- Bild 13: Gesamte Lysimeteranlage, begrünt
- Bild 14: Entwässerungsrinne vor LL1
- Bild 15: Leerlysimeter mit Sedimenten
- Bild 16: Sieblinie Baustoffe/Materialien für den Säulenversuch
- Bild 17: Beregnungsdurchgänge und pH-Werte der Zuläufe und Sickerwässer der verschiedenen Säulen
- Bild 18: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante I (GU/GT) während des Bewässerungszeitraumes
- Bild 19: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante II (OB+RC) während des Bewässerungszeitraumes
- Bild 20: Schwermetallgesamtkonzentrationen (Zn/100) in den Eluaten der Variante III (OB15) während des Bewässerungszeitraumes
- Bild 21: Schwermetallgesamtkonzentrationen (Zn/10) in den Eluaten der Variante IV (OB20) während des Bewässerungszeitraumes
- Bild 22: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante V (OB) während des Bewässerungszeitraumes
- Bild 23: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante VI (BS) während des Bewässerungszeitraumes
- Bild 24: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante VII (RC) während des Bewässerungszeitraumes
- Bild 25: Feststoffkonzentration von Cadmium in verschiedenen Tiefen der Säulen nach Beendigung des Versuches. Die Konzentrationen der verwendeten Materialien vor Beginn des Versuches sind in der Legende aufgeführt
- Bild 26: Feststoffkonzentration von Kupfer in verschiedenen Tiefen der Säulen nach Beendigung des Versuches. Die Konzentrationen der verwendeten Materialien vor Beginn des Versuches sind in der Legende aufgeführt
- Bild 27: Feststoffkonzentration von Blei in verschiedenen Tiefen der Säulen nach Beendigung des Versuches. Die Konzentrationen der verwendeten Materialien vor Beginn des Versuches sind in der Legende aufgeführt
- Bild 28: Feststoffkonzentration von Zink in verschiedenen Tiefen der Säulen nach Beendigung des Versuches. Die Konzentrationen der verwendeten Materialien vor Beginn des Versuches sind in der Legende aufgeführt
- Bild 29: Gemessene Adsorptionsisothermen der Bankettmaterialien für Cu und Anpassung nach Freundlich < 2 mm
- Bild 30: Gemessene Adsorptionsisothermen der Bankettmaterialien für Cd und Anpassung nach Freundlich < 2 mm
- Bild 31: Gemessene Adsorptionsisothermen der Bankettmaterialien für Pb und Anpassung nach Freundlich für die Fraktion < 2 mm

- Bild 32: Gemessene Adsorptionsisothermen der Bankettmaterialien für Zn und Anpassung nach Freundlich < 2 mm
- Bild 33: Daten der Wasserretentions- und Wasserleitfähigkeitsfunktion des OB mit der Anpassung nach DURNER (1994) bzw. PRIESACK & DURNER (2006). Die drei unterschiedlichen Symbole bzw. Grautöne stellen die Wiederholungen dar
- Bild 34: Sieblinien der in den Bankettlysometern eingebauten Materialien
- Bild 35: Klimadaten an der Messstelle während des Beprobungszeitraumes (11.2012 – 11.2014)
- Bild 36: Verlauf der Temperaturen und Wassergehalte in den Bankettlysometern (11.2012 – 11.2014)
- Bild 37: Gesamtabflüsse der drei Leerlysometer und Niederschlag im bisherigen Versuchszeitraum
- Bild 38: Monatlicher Niederschlag und Abfluss der drei Leerlysometer ab Dezember 2012
- Bild 39: Gesamtabfluss (Sickerwasser = Zwischenabfluss + Versickerung) der drei Bankettlysometer und mittlere Abflussmenge der Leerlysometer vom 15.11.2012 – 30.11.2014
- Bild 40: Monatliche Versickerung der Bankettlysometer und Niederschlag ab Dez. 2012
- Bild 41: Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert der Abflüsse der drei Leerlysometer (Straßenabfluss) sowie der Mittelwert der Leerlysometer (LLMW)
- Bild 42: Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert des Sickerwassers der drei Bankettlysometer sowie der Mittelwert der Leerlysometer (Straßenabfluss)
- Bild 43: Lösungskonzentrationen der Schwermetalle in den Abflüssen der drei Leerlysometer (Straßenabfluss) und Mittelwert der drei Leerlysometer
- Bild 44: Gesamtkonzentration der Schwermetalle in den Abflüssen der drei Leerlysometer (Straßenabfluss) und Mittelwerte der drei Leerlysometer
- Bild 45: Partikel im Abfluss von LL2 am 15.05.2014 (links) und 06.03.2014 (rechts)
- Bild 46: Lösungs- und Gesamtkonzentration des Straßenabflusses (Median; Min., Max., oberes und unteres Quartil; Ausreißer sind nicht dargestellt.). Gestrichelte Linie = Änderung y-Achse
- Bild 47: Mediane der gelösten, partikulären und sedimentgebundenen Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Bankettlysometer und im Straßenablauf. Die gestrichelte Linie zeigt den momentan gültigen Prüfwert der BBodSchV, die Strichpunktlinie zeigt den Geringfügigkeitsschwellenwert (LAWA 2004)
- Bild 48: Mediane der gelösten Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Bankettlysometer [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$] während des Untersuchungszeitraumes. Der Radius der Kreise ist proportional zu der Mediankonzentration (gelöst) der Metalle
- Bild 49: Mediane der gesamt Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Bankettlysometer [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$] während des Untersuchungszeitraumes. Der Radius der Kreise ist proportional zu der Mediankonzentration (gesamt) der Metalle
- Bild 50: Trübung des OB-Sickerwasser am 30.05.2013 (links) und am 15.05.2014 (rechts)
- Bild 51: Lösungskonzentrationen der Schwermetalle im Sickerwasser der drei Bankettlysometer sowie die mittleren Lösungskonzentrationen des Straßenabflusses
- Bild 52: Gesamtkonzentration der Schwermetalle im Sickerwasser der drei Bankettlysometer sowie die mittleren Gesamtkonzentrationen des Straßenabflusses
- Bild 53: Trübung des BS-Sickerwasser am 30.05.2013 (links) und am 06.03.2014 (rechts)
- Bild 54: Jährliche Schwermetallfrachten (gelöst) mit dem Sickerwasser der Bankettlysometer [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$], berechnet aus den monatlichen Sickerwasserkonzentrationen und -raten. Der Radius der Kreise ist proportional zu der gelösten Schwermetallfracht

- Bild 55: Jährliche Schwermetallfrachten (gesamt) mit dem Sickerwasser der Bankettlysimeter [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$], berechnet aus den monatlichen Sickerwasserkonzentrationen und -raten. Der Radius der Kreise ist proportional zu der gesamten Schwermetallfracht
- Bild 56: Mittlere jährliche Schwermetallfrachten der Bankettlysimeter (output) und der Leerlysimeter (input) [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$], berechnet aus den mittleren jährlichen Sickerwasserkonzentrationen und -raten. Der Radius der Kreise ist proportional zu der gesamten Schwermetallfracht
- Bild 57: Berechnete Cu-Konzentrationen in der Bodenlösung der Bankettlysimeter nach verschiedenen Laufzeiten. In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen des Straßenablaufes als Zulaufkonzentration angenommen, für Szenario 2 die Gesamtkonzentration. Das Dreieck kennzeichnet die mittlere gemessene Konzentration nach einem Jahr
- Bild 58: Berechnete Pb-Konzentrationen in der Bodenlösung der Bankettlysimeter nach verschiedenen Laufzeiten. In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen des Straßenablaufes als Zulaufkonzentration angenommen, für Szenario 2 die Gesamtkonzentration. Das Dreieck kennzeichnet die mittlere gemessene Konzentration nach einem Jahr
- Bild 59: Berechnete Cd-Konzentrationen in der Bodenlösung der Bankettlysimeter nach verschiedenen Laufzeiten. In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen des Straßenablaufes als Zulaufkonzentration angenommen, für Szenario 2 die Gesamtkonzentration. Das Dreieck kennzeichnet die mittlere gemessene Konzentration nach einem Jahr
- Bild 60: Berechnete Zn-Konzentrationen in der Bodenlösung der Bankettlysimeter nach verschiedenen Laufzeiten. In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen des Straßenablaufes als Zulaufkonzentration angenommen, für Szenario 2 die Gesamtkonzentration. Das Dreieck kennzeichnet die mittlere gemessene Konzentration nach einem Jahr
- Bild 61: Lösungskonzentrationen der Schwermetalle in den Oberflächenabflüssen der drei Bankettlysimeter (Versickerung) sowie die mittleren Konzentrationen des Straßenabflusses
- Bild 62: Gesamtkonzentration der Schwermetalle in den Oberflächenabflüssen der drei Bankettlysimeter (Versickerung) sowie die mittleren Konzentrationen des Straßenabflusses
- Bild 63: Lösungskonzentrationen der Schwermetalle in den Zwischenabflüssen der drei Bankettlysimeter (Versickerung) sowie die mittleren Konzentrationen des Straßenabflusses
- Bild 64: Gesamtkonzentration der Schwermetalle in den Zwischenabflüssen der drei Bankettlysimeter (Versickerung) sowie die mittleren Konzentrationen des Straßenabflusses
- Bild 65: Monatlicher Zwischenabfluss der Bankettlysimeter und Niederschlag ab Dez. 2012
- Bild 66: Monatlicher Oberflächenabfluss der Bankettlysimeter und Niederschlag ab Dez. 2012

Tabellen

- Tabelle 1: Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden Grundwasser und Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA für Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser
- Tabelle 2: Bankettaufbauten im Säulenversuch
- Tabelle 3: Eigenschaften der Materialien/Baustoffe für den Säulenversuch
- Tabelle 4: Schwermetallkonzentrationen (Lösungskonzentrationen) des Beregnungswassers bei Zugabe verschiedener Staubmengen
- Tabelle 5: Konzentrationsstufen zur Bestimmung der Adsorptionsisotherme
- Tabelle 6: Verwendete Materialien/Baustoffe
- Tabelle 7: Hydraulische Eingabeparameter für die Modellierung mit HYDRUS 1D
- Tabelle 8: Freundlich-Parameter für die Modellierung mit HYDRUS 1D
- Tabelle 9: Schwermetallkonzentrationen der Materialien des Säulenversuches nach KWA
- Tabelle 10: CO_3^- , C_{org} - und pH-Werte der Materialien des Säulenversuches
- Tabelle 11: Infiltrationsraten der gepackten Säulen und Beregnungsmenge pro Durchgang
- Tabelle 12: Proctordichte und optimaler Wassergehalt der untersuchten Baustoffe/Materialien
- Tabelle 13: Schwermetallkonzentrationen der im Feldversuch verwendeten Materialien nach KWA sowie CaCO_3^- , C_{org} , und pH-Werte
- Tabelle 14: Schwermetallkonzentrationen im Sediment der Leerlysimeter
- Tabelle 15: Gelöste und ungelöste Metallkonzentrationen im Straßenabfluss von stark befahrenen Straßen
- Tabelle 16: Mittlere Schwermetallkonzentrationen (Lösungskonzentrationen) im Sickerwasser der Bankettlysimeter und des Straßenbankettes der AVUS, Berlin
- Tabelle 17: Mittelwerte, 25 und 75 Perzentile, Mediane sowie Minimale und Maximale gelöste Schwermetallkonzentration im Sickerwasser der Bankettlysimeter und im Straßenabfluss
- Tabelle 18: Mittelwerte, 25 und 75 Perzentile, Mediane sowie Minimale und Maximale gesamt Schwermetallkonzentration im Sickerwasser der Bankettlysimeter und im Straßenabfluss
- Tabelle 19: Mittelwerte, 25 und 75 Perzentile, Mediane sowie Minimale und Maximale gelöste und gesamt Schwermetallkonzentration im Zwischenabfluss der Bankettlysimeter
- Tabelle 20: Mittelwerte, 25 und 75 Perzentile, Mediane sowie Minimale und Maximale gelöste und gesamt Schwermetallkonzentration im Oberflächenabfluss der Bankettlysimeter
- Tabelle 21: Gegenüberstellung der bodenkundlichen und bautechnischen Bezeichnungen der untersuchten Materialien

1 Kurzfassung

Ziel des FE-Vorhabens war es, das Schwermetallrückhaltevermögen von Banketten zu untersuchen und zu vergleichen. Dabei sollte untersucht werden, ob es bei einer Versickerung von Straßenabflusswasser über standfeste Bankette zu einer Überschreitung der Prüfwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) kommt. Zum Vergleich wurden auch die Geringfügigkeitschwellenwerte der LAWA (2004) herangezogen, obwohl sie für die Bewertung von Grundwasserschäden gedacht sind.

In einem Säulenversuch wurden sieben verschiedene Bankettaufbauten hinsichtlich ihres Schwermetallrückhalts untersucht. Die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Säulen überschritten die Prüfwerte der BBodSchV bei keiner der untersuchten Varianten dauerhaft. Die Ergebnisse wurden genutzt, um die im Feld zu untersuchenden Varianten festzulegen. Für den Feldversuch wurde an der BAB A 115 eine Lysimeterstation zur Bestimmung der Retention von Schwermetallen aus dem Straßenabfluss in standfesten Banketten errichtet. An der Lysimeterstation wurden drei unterschiedliche Materialien/Varianten untersucht: ein Oberboden (OB), ein Baustoffgemisch aus natürlicher Gesteinskörnung (BS) und ein Gemisch aus (1) und (2), mit einem OB-Anteil von 15 M.-% (OB15). Die Varianten BS und OB15 verfügen über eine ausreichende Tragfähigkeit, der OB wurde als nicht standfeste Referenzvariante mit untersucht. Zusätzlich zu den Bankettlysimetern wurden drei weitere Lysimeter installiert mit denen der Straßenabfluss erfasst wurde.

Die gemessenen Abflussmengen sowie die Schwermetallkonzentrationen im Straßenabfluss und Sickerwasser sind plausibel und mit Literaturwerten vergleichbar. Die mittleren Lösungskonzentrationen der Schwermetalle im Sickerwasser aller Varianten liegen unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV (ausgenommen Cu bei OB). Die Gesamtkonzentrationen der untersuchten Metalle sind deutlich höher als die Lösungskonzentrationen, liegen jedoch ebenfalls fast alle unterhalb der Prüfwerte.

Die BS-Variante weist eine Wasserdurchlässigkeit von $5,5 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ auf, so dass ein größerer Anteil des Zuflusses infiltriert als bei den beiden anderen Varianten. Dies führt trotz geringer Konzentrationen zu höheren Schwermetallfrachten. Die OB15-Vari-

ante hat eine wesentlich geringere Durchlässigkeit ($K_f < 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$), was im Gegensatz zur BS-Variante zu geringeren Sickerwasserraten und somit auch zu geringeren Schwermetallfrachten führt. Um eine Prognose über die Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser zu erstellen wurden Modellstudien mit HYDRUS 1D durchgeführt. Diese zeigten, dass es nach 10 Jahren bei keiner der Bankettvarianten zu einer Überschreitung der geltenden Prüfwerte im Sickerwasser kommt. Die OB15-Variante ist nach den Modellrechnungen am besten geeignet, die Sickerwasserkonzentrationen im Bankett langfristig gering zu halten.

Anhand der bisherigen Ergebnisse ist davon auszugehen, dass standfeste Bankette über einen ausreichenden Schwermetallrückhalt verfügen. Um die Schwermetallfrachten im Bankettbereich möglichst gering zu halten wird empfohlen, einen Mindestfeinkornanteil für Bankettmaterialien festzulegen.

2 Einleitung

2.1 Problem-/Zielstellung

Die Entwässerung von Außerortstraßen erfolgt in Deutschland häufig über das angrenzende Bankett. In der Regel weist Straßenabflusswasser im Vergleich zu Niederschlagswasser erhöhte Konzentrationen an Schadstoffen auf (GOLWER, 1991; KAYHANIAN et al., 2012). Durch die Entwässerung über das Bankett kommt es, neben dem luftgetragenen Transport, zu einem Schadstoffeintrag in den Straßenrandbereich.

In straßennahen Böden können erhöhte Schwermetallkonzentrationen auftreten, wie Untersuchungen von DIERKES & GEIGER (1999), KOCHER & WESSOLEK (2003) und KLUGE & WESSOLEK (2012) zeigen. Diese überschreiten häufig die Vorsorgewerte der Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999). Die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser dagegen liegen, trotz teilweise langjährigem Bestehen von Straßen und Banketten (bis zu 100 Jahre), häufig unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV (KOCHER & WESSOLEK, 2003). Die bestehenden Straßenbankette verfügen demnach über ein gutes Schwermetallrückhaltevermögen.

Neu angelegte Bankette müssen gemäß den „Zusätzlichen Technischen Vertragsbedingungen und Richtlinien für Erdarbeiten im Straßenbau“ (ZTV

E-StB 09) über eine definierte Tragfähigkeit verfügen, die das Befahren im Notfall ermöglicht. Gemäß der ZTV E-StB 09 sind für die Herstellung standfester Bankette die folgenden Böden und Baustoffe bzw. Baustoffgemische mit einem Größtkorn von 32 mm geeignet:

- (1) Gemischtkörnige Böden der Bodengruppen GU, GT,
- (2) Gemische aus gebrochenen Gesteinskörnungen, RC-Baustoffe und industriell hergestellte Gesteinskörnungen, sofern sie den vorgenannten Bodengruppen entsprechen,
- (3) Schotterrasen mit einem Oberbodenanteil von 15 M.-%.

Wie effektiv Schwermetalle aus dem Straßenabflusswasser von Banketten zurückgehalten werden, die gemäß ZTV E-StB 09 konstruiert wurden, ist bislang nicht geklärt. Darüber hinaus werden die Geringfügigkeitsschwellenwerte gemäß den Vorgaben der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 2004) möglicherweise in nationales Recht umgesetzt, was eine Absenkung der bisher geltenden Grenzwerte zur Folge hätte.

Das Ziel der Arbeit ist es daher, das Schwermetallrückhaltevermögen von standfesten und nicht standfesten Banketten zu untersuchen und zu vergleichen. Dabei soll auch untersucht werden, ob es bei einer Versickerung von Straßenabflusswasser über standfeste Bankette zu einer Überschreitung der Prüfwerte der BBodSchV kommt.

2.2 Stand der Forschung

2.2.1 Schadstoffquellen

Für die Schadstoffeinträge aus dem Straßenverkehr in die Umwelt gibt es viele verschiedene Quellen. Verkehrsbedingte Emissionen im Straßenraum werden beispielsweise durch Reifen-, Brems- und Fahrabrieb, dem Verschleiß einzelner Fahrzeugkomponenten, Leckagen im Motorraum und in den hydraulischen Systemen sowie durch vollständige und unvollständige Kraftstoffverbrennung verursacht (LINDGREN, 1996). Aber auch die Korrosion von Schutzplanken und Verkehrsschildern sowie der Einsatz von Tausalzen im Winter stellen relevante Schadstoffquellen für die Umwelt dar (HJORTENKRANS et al. 2007; KLUGE & WESSOLEK, 2012).

FOLKESON et al. (2009) haben straßenverkehrsbedingte Schadstoffquellen in fünf verschiedene Kategorien eingeteilt: Personen und Güterverkehr, Straßenbelag und Bankettmaterial, Straßenausstattung, Instandhaltung und Betrieb sowie externe Quellen. Diese Vielzahl unterschiedlicher Schadstoffquellen führt dazu, dass eine relativ komplexe Mischung verschiedener Schadstoffe in die Umwelt emittiert wird. Dies sind vor allem Kohlenmonoxid, Methan, Stickoxide, Kohlenwasserstoffe (z. B. PAK), Schwefeloxide und Schwermetalle (WESSOLEK et al., 2011).

Eine Quantifizierung der freigesetzten Schadstoffe aus den einzelnen Quellen bzw. Komponenten ist schwierig, da diese je nach Herstellertyp und Umwelteinflüssen stark variieren. Darüber hinaus beeinflussen Faktoren wie Straßenkonstruktion, zulässige Höchstgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen, Lkw-Anteil, Zu- und Abfahrten sowie das allgemeine Fahrverhalten die Qualität und Quantität der emittierten Schadstoffe.

2.2.2 Verlagerung in den Straßenrandbereich

Partikulär gebundene oder gelöste Schadstoffe werden entweder durch luftgetragene Depositionen oder durch Infiltration von Straßenabfluss und Spritzwasser in den Straßenrandbereich transportiert (Bild 1). Wie weit die Schadstoffe transportiert werden hängt unter anderem vom Straßentyp, der Böschung und der umgebenden Vegetation ab. Generell nimmt die Belastung durch Schadstoffe mit zunehmender Entfernung zur Straße ab. GOLWER (1991) hat drei verschiedene Eintragszonen definiert:

- (I) 0-2 m: Straßenabfluss- und Spritzwasserzone,
- (II) 2-10 m: Spritzwasserzone, vereinzelt Straßenabfluss,
- (III) 10-50 m: vornehmlich luftgetragene Depositionszone.

Diese Zonen können je nach Lage und Größe der Straße stark variieren. So wurde luftgetragener Schadstofftransport bereits bis in eine Entfernung von 250 m nachgewiesen (ZECHMEISTER et al., 2005).

2.2.3 Charakterisierung von Straßenrandböden

Durch den Bau, die Nutzung und Wartung von Straßen werden die ursprünglichen physikalischen, biologischen und chemischen Eigenschaften des Bodens in straßennähe stark verändert (Bild 1). Häufig enthalten Straßenrandböden einen hohen Anteil technogener bzw. zugemischter Bestandteile. Diese Materialien führen neben dem Eintrag von carbonathaltigem Fahrbahnabrieb zu einem Anstieg des pH-Wertes in den neutralen Bereich. Zudem sind die Böden in Straßennähe oft stark verdichtet (WESSOLEK et al., 2011).

Durch den Eintrag von Schadstoffen mittels Straßenabfluss, Spritzwasser und luftgetragener Deposition weisen Straßenrandböden oft auch erhöhte Schadstoff- bzw. Schwermetallkonzentrationen auf. Dabei nehmen die Konzentrationen im Boden in der Regel mit zunehmender Tiefe und Entfernung zur Straße ab (MOTTO et al., 1970; HJORTENKRANS et al., 2008; WERKENTHIN et al., 2014). In einer Entfernung von 10 m nimmt der Einfluss der Straße langsam ab und es treten überwiegend wieder natürliche und unbelastete Böden bzw. Bodenprofile auf (WESSOLEK et al., 2011).

In Deutschland wird der unmittelbar neben der Fahrbahn oder dem Standstreifen liegende Straßenrandboden auch als Bankett bezeichnet (bis 1,5 m).

Bankette neu angelegter Straßen müssen Anforderungen an die Standfestigkeit und Befahrbarkeit gemäß der ZTV E-StB 09 erfüllen. Darüber hinaus gelten in diesem Bereich auch die Vorgaben der Richtlinie für die Anlage von Straßen – Teil Entwässerung (RAS-Ew, 2005), nach denen der unbefestigte Seitenstreifen zum Schutz des Grundwassers schwach durchlässig sein sollte. Nach DIN 18130 entspricht dies einem Kf-Wert von 10^{-6} - 10^{-8} $m^3 s^{-1}$. Neu angelegte Bankette bestehen daher aus definierten Böden und Baustoffen bzw. Baustoffgemischen, welche diese Anforderungen erfüllen kann.

2.2.4 Transport von Schwermetallen in Straßenrandböden

Schwermetalle in Straßenrandböden liegen sowohl in mobiler als auch in fest gebundener Form vor. HJORTENKRANS et al. (2008) konnten zeigen, dass mehr als 40 % der Gesamtkonzentrationen von Cd, Cu, Ni, Pb und Zn in leicht mobilisierbarer Form vorliegen können. Diese Fraktion kann durch bestimmte klimatische Ereignisse wie Trockenperioden (oxidierende Bedingungen) und/oder durch intensive Regenereignisse (reduzierende Bedingungen) leicht freigesetzt werden.

Zwei Haupteinflussfaktoren für die Mobilität von Schwermetallen in Straßenrandböden sind der Boden-pH und die organische Bodensubstanz

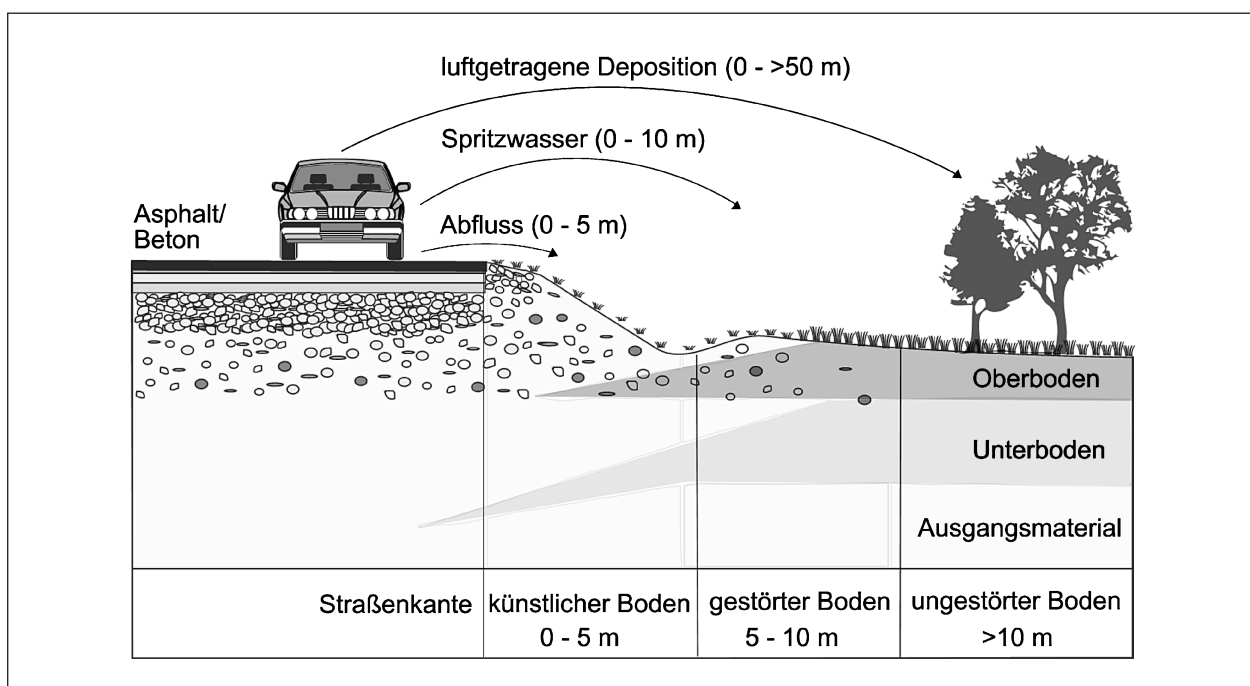


Bild 1: Schematische Darstellung der Eintragspfade von Schadstoffen in den Straßenrandbereich (WERKENTHIN et al., 2014)

(RAMAKRISHNA & VIRARAGHAVAN, 2005; KOCHER et al., 2005; KLUGE & WESSOLEK, 2012). Der erhöhte pH-Wert in Straßenrandböden senkt die Schwermetallmobilität in diesem Bereich (KOCHER et al., 2005). TURER & MAYNARD (2003) fanden eine starke positive Korrelation zwischen der organischen Bodensubstanz und bestimmten Schwermetallkonzentrationen. Sie konnten zeigen, dass ein Großteil der Metalle an die schwerlösliche Fraktion der organischen Substanz gebunden ist, welche wahrscheinlich anthropogenen Ursprungs ist.

Durch den Eintrag von Tausalzen in die Straßenrandböden kann es in den Wintermonaten zu einer verstärkten Dispersion und Mobilisierung von organischer Substanz kommen. Die Dispersion gilt unter diesen Bedingungen als Haupteinflussfaktor für die Mobilität von Schwermetallen wie AMRHEIN et al. (1992) in ihren Säulenversuchen zeigen konnten. BÄCKSTRÖM et al. (2005) konnten einen deutlich positiven Zusammenhang zwischen der Ausbringung von Tausalzen und der Cd-, Cu-, Pb- und Zn-Konzentrationen in der Bodenlösung feststellen.

Auch präferenzielle Fließwege spielen bei der Schwermetallverlagerung in Straßenrandböden eine wichtige Rolle. Präferenzieller Fluss ist ein physikalischer Prozess im Boden, bei dem ein schneller Transport von Wasser und anderen Bodenbestandteilen in einem kleinen Teil des Porenvolumens stattfindet. ROULIER et al. (2008) konnten bei Lysimeterstudien am Straßenrand zeigen, dass es nach intensiven Regenereignissen zu einem erhöhten präferenziellen Transport von Pb kommen kann. In präferenziellen Fließpfaden in einem Straßenrandboden stellten GARRIDO & HELMHART (2012) konnten mittel Tracerversuchen nachweisen, dass es in präferenziellen Fließpfaden erhöhte Pb-Konzentrationen auftreten.

Ein großer Teil der Schwermetalle die in Straßenrandböden eingetragen sind an Partikel gebunden. Diese werden zu einem großen Teil durch physikali-

sche Retardation im obersten Bodenhorizont zurückgehalten (BOIVIN et al., 2008). Eine Akkumulation dieser Partikel im Straßenrandbereich kann mit der Zeit zu einer Erhöhung des Sorptionsvermögens von Schwermetallen im Boden führen (KLUGE et al., 2014).

2.2.5 Schwermetalle im Sickerwasser von Straßenrandböden

In straßennahen Böden können erhöhte Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser auftreten (KOCHER & WESSOLEK, 2003), es gibt jedoch insgesamt nur wenige Untersuchungen zu dieser Fragestellung. REINIRKENS (1996) hat das Verhältnis zwischen Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung und der Bodenmatrix mittels Lysimetern am Straßenrand untersucht. Er konnte unter anderem zeigen, dass ein Großteil der durch den Straßenverkehr emittierten Schadstoffe im Boden zurückgehalten wird. In Untersuchungen an verschiedenen Standorten in Deutschland stellten KOCHER et al. (2005) fest, dass hohe Konzentrationen in der Bodenmatrix nicht unbedingt zu erhöhten Bodenlösungskonzentrationen führen müssen. Die hohen Versickerungsraten am Straßenrand können jedoch zu einem erheblichen Austrag von Schwermetallen führen, was das Risiko einer Grundwasserverschmutzung erhöht. Mit zunehmender Entfernung zur Straße nehmen die Versickerungsrate und der Boden pH-Wert in der Regel ab. Dies hat zur Folge, dass die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser wieder ansteigen können (KLUGE & WESSOLEK, 2012).

In Deutschland werden die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser von Straßenrandböden anhand der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser bewertet. In Zukunft werden möglicherweise die deutlich niedrigeren Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA für das Sickerwasser verbindlich (Tabelle 1).

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|-------------------|--------------------|----|----|----|----|-----|
| | µg·l ⁻¹ | | | | | |
| BBodSchV (1999) | 5 | 50 | 50 | 50 | 25 | 500 |
| LAWA (2004, 2006) | 0,5 | 7 | 14 | 14 | 7 | 58 |

Tab. 1: Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden Grundwasser und Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA für Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser

3 Material und Methoden

3.1 Aufbau Säulenversuch

Im Labormaßstab wurde untersucht wie effektiv die im Straßenabfluss befindlichen Schwermetalle von unterschiedlichen, im Bankettbau eingesetzten Materialien zurückgehalten werden. In Absprache mit der BAST und dem forschungsbegleitenden Betreuerkreis (BK) wurden verschiedene Bankettaufbauten festgelegt (Tabelle 2). In Tabelle 3 sind die im Säulenversuch eingesetzten Baustoffe/Materialien genauer definiert.

Für den Säulenversuch wurden die Baustoffe/Materialien in Plexiglassäulen mit einem Durchmesser

von 17 cm und einer Höhe von 60 cm gefüllt. Das Befüllen und Verdichten der Baustoffe/Materialien erfolgte schichtweise (je 5 cm), um den in Tabelle 2 definierten Verdichtungsgrad zu erreichen. Zum Schutz der sich am unteren Ende der Säule befindlichen Membran wurde unterhalb des Baustoffgemisches eine ca. 5 cm dicke Sandschicht (mSgS) eingebaut.

Die Beregnung erfolgte mit künstlich hergestelltem Straßenabfluss. Um permanent ungesättigte Bedingungen in der Säule zu garantieren, wurde ein Unterdruck am unteren Rand der Säule angelegt. Das Eluat der verschiedenen Säulen wurde gesammelt und analysiert. Der Versuchsaufbau ist schematisch in Bild 2 dargestellt.

| Bankettaufbau | Baustoff | Verdichtungsgrad DPr [%] | Dicke [cm] |
|---|---|--------------------------|------------|
| Variante I (gemäß ZTV E-StB 09) | Oberboden Boden GU oder GT | andrücken 100 | 5 15 |
| Variante II (gemäß ZTV E-StB 09) | Oberboden Baustoffgemisch aus RC-Beton | andrücken 100 | 5 15 |
| Variante III (gemäß ZTV E-StB 09) | Schotterrasen (mit 15 % OB) | 100 | 20 |
| Variante IV | Schotterrasen (mit 20 % OB) | 100 | 20 |
| Variante V (gemäß Entwurf RAS-Ew 2005) | Oberboden | andrücken | 20 |
| Variante VI | Baustoffgemisch aus nat. Gesteinskörnung | 100 | 20 |
| Variante VII | Baustoffgemisch aus RC-Beton | 100 | 20 |

Tab. 2: Bankettaufbauten im Säulenversuch

| | Baustoff | Regelwerk |
|---|--|---------------------------|
| 1 | Oberboden, (OB) SI2, $C_{org} < 4\%$, $GV < 8\%$ | --- |
| 2 | Boden GU oder GT (GU/GT) Gemischtkörniger Boden der Bodengruppen GU oder GT, Anteil $< 0,063\text{ mm}$ zwischen 5 M.-% und 15 M.-% | DIN 18196 |
| 3 | Baustoffgemisch aus nat. Gesteinskörnung (BS) Baustoffgemisch für Schottertragschichten (0/32) aus natürlicher Gesteinskörnung, Anteil $< 0,063\text{ mm} \leq 5\text{ M.-}\%$ | TL SoB-StB TL Gestein-StB |
| 4 | Baustoffgemisch aus RC-Beton (RC) Baustoffgemisch für Schottertragschichten (0/32) aus RC-Beton, Anteil $< 0,063\text{ mm} \leq 5\text{ M.-}\%$ | TL SoB-StB TL Gestein-StB |
| 5 | Schotterrasen mit 15 % OB (OB15) Baustoffgemisch für Schottertragschichten (0/32) aus natürlicher Gesteinskörnung mit 15 M.-% des o. g. Oberbodens | ZTV E-StB, STLK, LB 112 |
| 6 | Schotterrasen mit 20 % OB (OB20) Baustoffgemisch für Schottertragschichten (0/32) aus natürlicher Gesteinskörnung mit 20 M.-% des o. g. Oberbodens | --- |

Tab. 3: Eigenschaften der Materialien/Baustoffe für den Säulenversuch

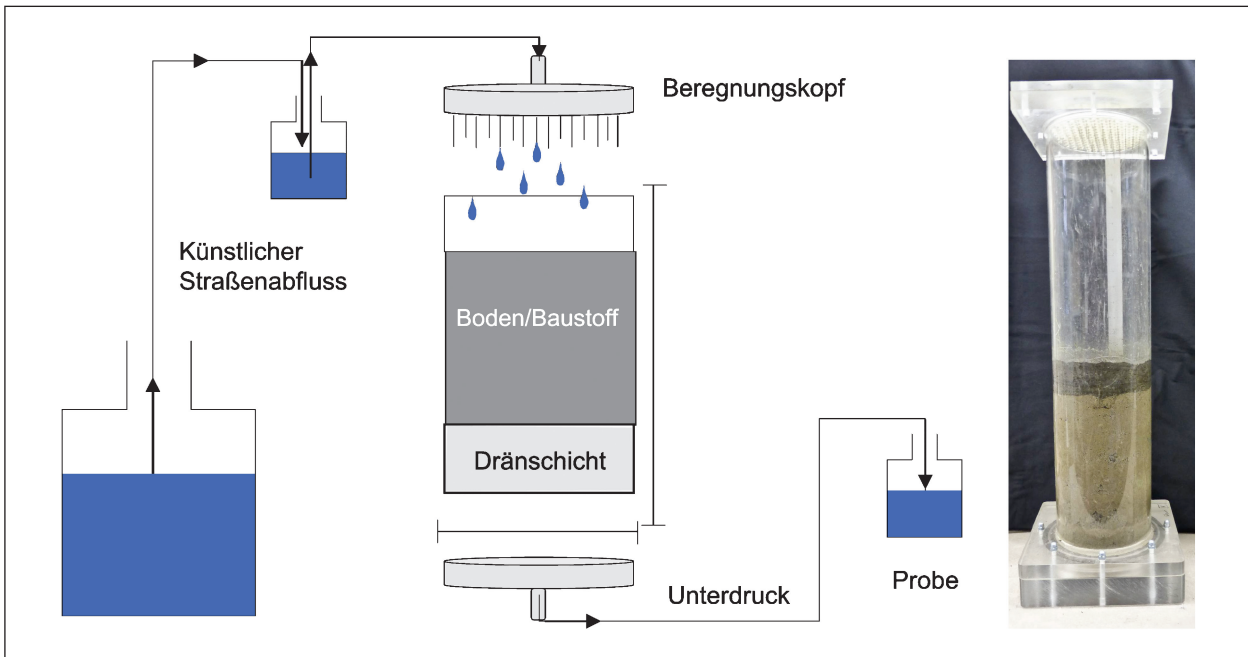


Bild 2: Schematischer Aufbau des Säulenversuches (links) und Foto einer gepackten Säule (rechts)

| Var. | Staub | Cd | Cr | Cu | Pb | Zn |
|------|--------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | g ^{*l} -1 | µg ^{*l} -1 | µg ^{*l} -1 | µg ^{*l} -1 | µg ^{*l} -1 | µg ^{*l} -1 |
| 1 | 39 | 0,33 | 1,2 | 86,5 | 3,2 | 50,5 |
| 2 | 400 | 1,35 | 2,8 | 107,9 | 38,4 | 192,9 |

* Beregnungsdurchgang 1:VE Wasser, Beregnungsdurchgang 2 – 11: 40 g/l, Beregnungsdurchgang 12 – 17: 400 g^{*l}-1

Tab. 4: Schwermetallkonzentrationen (Lösungskonzentrationen) des Beregnungswassers bei Zugabe verschiedener Staubmengen

3.1.1 Durchführung Säulenversuch

Die Beregnung der Säulen mit künstlichem Straßenabfluss erfolgte zweimal pro Woche. Für die Herstellung von Straßenablaufwasser wurde in Zusammenarbeit mit der Straßenmeisterei Nauen Straßenstaub auf der B5 gesammelt. Der Staub wurde getrocknet, gesiebt (< 2 mm) und homogenisiert. Eine definierte Staubmenge wurde in destilliertem Wasser gelöst. Nach 24 h Gleichgewichtseinstellung wurde die überstehende Lösung dekantiert und die Schwermetallkonzentration mittels ICP-OES bestimmt. Die gemessenen Lösungskonzentrationen ausgewählter Schwermetalle liegen in einem ähnlichen Bereich wie die Werte aus Feldmessungen an Autobahnen und Bundesstraßen (vgl. DIERKES & GEIGER, 1999). Die verwendeten Staubmengen sowie die ermittelten Lösungskonzentrationen sind in Tabelle 4 aufgeführt.

Am unteren Rand der Säule wurde ein permanenter Unterdruck von 45 hPa eingestellt. Der feste Rückstand der abdekantierten Staublösung wurde

gesammelt und vor dem jeweils darauf folgenden Beregnungsdurchgang auf die Säulen gegeben (5 g*Säule⁻¹). Auf diese Weise sollte der partikuläre Schwermetalleintrag durch den Straßenabfluss mit berücksichtigt werden. Die Eluate der einzelnen Beregnungsdurchgänge wurden separat erfasst (jeweils vor dem Start des nächsten Beregnungsdurchgangs) und analysiert. Der Säulenversuch lief über einen Zeitraum von 16 Wochen (27.07.2012 – 20.11.2012), es wurden insgesamt 32 Beregnungsdurchgänge durchgeführt. Zur Abtrennung partikulärer und kolloidaler Stoffe aus dem Eluat wurde ein Teil der aufgefangenen Probe (20 ml) bei 25.000 Umdrehungen pro Minute für 23 Minuten ultrazentrifugiert und die überstehende Lösung dekantiert. Sowohl die zentrifugierten als auch die nicht zentrifugierten Lösungen wurden auf Schwermetalle untersucht. Die Analyse der wässrigen Lösung auf die Schwermetalle Cd, Cr Cu Ni, Pb und Zn erfolgte mittels ICP-OES für die Beregnungsdurchgänge 1, 6, 13, 16, 24 und 32 nach DIN EN ISO 11885. Der pH-Wert der Eluate wurde für die Durchgänge 1-16,

24 und 32 bestimmt. Nach Beendigung des Beregnungsversuches wurden die Säulen I, IV und VI (mit den Materialien OB, OB15 und BS) schichtweise beprobt. Die Proben wurden aus den Schichttiefen 0-2 cm, 4-6 cm und 8-10 cm entnommen und analog zu den Ausgangsmaterialien/-Baustoffen aufgeschlossen und analysiert.

3.1.2 Bestimmung chemischer und physikalischer Parameter

Proctordichte und Korngrößenverteilung

Die verwendeten Materialien wurden an einer Baustelle am AD Schwanebeck (Barnim) am 29.05.2012 entnommen. Die Korngrößenverteilung und Proctordichte (DPr) wurden im Labor gemäß DIN ISO 11277 bzw. DIN 18127 bestimmt.

Infiltrationsraten (Kf)

An den gepackten Säulen wurden die Infiltrationsraten der Bankettvarianten bestimmt (Tabelle 4). Die Endinfiltrationsraten entsprechen der gesättigten Wasserleitfähigkeit (Kf-Wert). Da sich die Infiltrationsraten stark unterscheiden, wurde in Absprache mit dem AG festgelegt, die Berechnungsmengen an die realen Infiltrationsraten anzupassen.

Festphasenkonzentrationen

Die Materialien/Baustoffe wurden zur Ermittlung der Hintergrundbelastung mit Königswasser (KWA) aufgeschlossen. Der Druckaufschluss wurde gemäß HNE (Handbuch für Forstliche Analytik 2009) an der Fraktion < 2 mm durchgeführt. Die Schwermetallkonzentrationen der Extrakte wurden mittels ICP-OES (iCAP 6000, Thermo Scientific) bestimmt. Die Nachweisgrenzen der analysierten Elemente liegt bei: (0,09), Cr (0,3), Cu (0,8), Ni (0,8), Pb (2) und Zn (0,1). Der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit (EC) wurden gemäß DIN ISO 10390 mit CaCl₂ bestimmt.

3.2 Adsorptionsversuch

3.2.1 Allgemeines

Bei einem Adsorptionsversuch wird eine bestimmte Menge Feststoff unter definierten Bedingungen mit einem bestimmten Volumen einer Lösung mit bekannter Konzentration in Kontakt gebracht (Konzentration x Volumen = Stoffmenge). Die sorbierte

Stoffmenge wird aus der Differenz zwischen der Stoffmenge in der Lösung vor und nach dem Kontakt mit dem Feststoff berechnet. Die Adsorptionsisothermen beschreiben mathematisch das sich einstellende Gleichgewicht zwischen der Konzentration eines Stoffes in einer Lösung und der am Feststoff sorbierten Konzentration des Stoffes. Mit Hilfe der Adsorptionsisothermen können Prognosen zur zukünftigen Verlagerung von Stoffen erstellt werden.

3.2.2 Durchführung

Für die Erstellung der Adsorptionsisothermen wurden Bodensättigungsextrakte (BSE) in Anlehnung an die BBodSchV – Anhang 1 hergestellt. Dazu wurden Nitrate der Schwermetalle Cd, Cu, Pb und Zn in vier verschiedenen Konzentrationsstufen als Gemisch in einer in 0,01 M CaCl₂ gelöst (Tabelle 5). Die Konzentrationsstufen wurden aus den Arbeiten von KOCHER (2003) und KLUGE (2010) abgeleitet. Abweichend zu den Vorschriften in der BBodSchV wurden 250 g Boden zur Herstellung des BSE verwendet. Es wurde außerdem ein Wassergehalt von 25 % bei allen Proben eingestellt. Dies war notwendig um eine größere Menge an Lösung zu gewinnen, und somit alle Analysen sicher durchführen zu können. Das Gemisch wurde homogenisiert, 24 h im Kühlschrank gelagert und anschließend bei 2.000 U/min und 30 °C für 30 min zentrifugiert. Der Überstand an Lösung wurde mit einem Faltenfilter abfiltriert, aufgefangen und mittels ICP-OES (iCAP 6.000, Thermo Scientific) analysiert.

Die Adsorptionsversuche wurden nur für die Materialien durchgeführt, die auch später im Feldversuch eingesetzt wurden. Für die Herstellung der BSE wurden die Bankettmaterialien auf < 2 mm gesiebt, da diese Fraktion a) maßgeblich für die Sorption von Schwermetallen ist und b) ein repräsentatives Probenvolumen unverhältnismäßig groß gewesen wäre.

| Stufe | Zugabekonzentration [mg·l ⁻¹] | | | |
|-------|---|-------|-------|-------|
| | Cd | Cu | Pb | Zn |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1 | 1 | 10 | 5 | 10 |
| 2 | 10 | 100 | 50 | 100 |
| 3 | 50 | 1.000 | 500 | 500 |
| 4 | 100 | 2.000 | 1.000 | 1.000 |

Tab. 5: Konzentrationsstufen zur Bestimmung der Adsorptionsisotherme

3.2.3 Anpassung nach Freundlich

Der Freundlich-Ansatz wird häufig zur Charakterisierung/Parametrisierung von Schwermetallsorption an Böden verwendet (SCHEFFER et al., 2010). Die Freundlich-Isotherme basiert auf einem empirischen Zusammenhang der die exponentielle Abhängigkeit der sorbierten Konzentration zur Gleichgewichtskonzentration in der Lösung beschreibt.

Er basiert auf der Vorstellung, dass bei steigender Lösungskonzentration die Affinität zur Oberfläche sinkt und weniger Stoff an der Festphase sorbiert, eine maximale Beladung der Oberfläche jedoch nicht möglich ist. Nach Freundlich gilt:

$$S_i = K_f \cdot C_i^n \quad \text{Gl. 1}$$

S_i Beladung des Sorbents [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]

K_f Freundlich-Koeffizient [$l \cdot \text{mg}^{-1}$]

C_i Konzentration des Sorbats in Lösung [$\text{mg} \cdot l$]

n Freundlich-Exponent [-]

Die Adsorptionsdaten wurden an den Funktionstyp der Freundlich-Isotherme angepasst. Die Daten aus dem Desorptionsschritt wurden aufgrund der oft unterschiedlichen Kinetik von Adsorption und Desorption (SCHEFFER et al., 2010) nicht miteinbezogen. Wenn es bei Zugabestufe 1 und 2 keine eindeutig messbare Zunahme der Lösungskonzentration bei steigender Festphasenkonzentration gab, wurden die Mittelwerte (1 & 2) bei der Anpassung verwendet. Nach Freundlich kann keine maximale Beladung der Festphase erreicht werden. Sinkende Lösungskonzentrationen bei der höchsten Zugabestufe wurden daher bei der Anpassung der Isothermen nicht verwendet. Die angepassten Adsorptionsisothermen wurden in der Folge in ein empirisches Modell implementiert um, eine Prognose über die Schwermetallverlagerung in den untersuchten Bankettmaterialien zu erstellen.

3.3 Feldversuch

3.3.1 Standort

Die Lysimeteranlage befindet sich an der BAB A 115 im Land Brandenburg an der Grenze zum Land Berlin. Sie führt vom Dreieck Nuthetal (südlichen Berliner Ring, BAB A 10) in nördlicher Richtung nach Berlin, zum Autobahndreieck Funkturm (A 100). Die Lysimeteranlage liegt zwischen den

Ausfahrten Potsdam-Babelsberg und Kleinmachnow, am Betriebskilometer 13. Sie befindet sich auf der westlichen Seite der BAB A 115, an der Stadtinwärts führenden Fahrbahn. Nach Angaben der BAST liegt das Verkehrsaufkommen zwischen 63.000-80.000 Fahrzeugen pro Tag, mit einem Lkw-Anteil von ca. 6-7 % (FITSCHEN & NORDMANN, 2012). Die BAB A 115 ist an diesem Abschnitt 36 m breit (Inklusive Bankett und Mittelstreifen). Die Fahrbahn besteht aus Beton und besitzt drei Fahr- und einem Randstreifen je Richtung. Die befestigte Fahrbahn hat je Richtung eine Breite von 14,5 m und wird über das angrenzende Bankett entwässert. In dem ausgewählten Abschnitt gibt es keine Leitplanke neben der Fahrbahn. An der Klimastation des DWD in Berlin Zehlendorf wurden in der Periode 1981-2010 die folgenden mittleren langjährigen Klimadaten gemessen; Temperatur: 9,7 °C, Niederschlag: 595 mm, Sonnenstunden: 1.717. Der Standort wurde mit der Hilfe von Herrn Dr. Schüßler vom Landesbetrieb Straßenwesen Brandenburg in Zusammenarbeit mit der Autobahnmeisterei Rangsdorf ausgewählt.

3.3.2 Bau und Funktion der Feldmessstelle

Die Lysimeteranlage wurde im November 2012 installiert. Es wurden 6 Gruben unmittelbar neben der Fahrbahn ausgehoben (Bild 3), in die speziell für den Freilandversuch angefertigte Lysimeterwannen (Bild 4) eingesetzt wurden. Die Lysimeterwannen bestehen aus PE und wurden der Neigung des Bankettes entsprechend (ca. 7 %) in den Straßenrand eingebaut (Bild 6). Sie haben die folgenden Maße:

Bankettlysimeter: 3 x 1.000 l (L: 150 cm, B: 100 cm, H: 70 cm),

Leerlysimeter: 3 x 225 l (L: 150 cm, B: 100 cm, H: 15 cm).

Die Wannen haben an der straßenabgewandten Seite einen 15 cm langen und 15 cm tiefen Vorsprung (Bilder 3 und 5), an dem Abflussanschlüsse zur Sammlung des Oberflächenabflusses angebracht wurden. Weiterhin besitzen sie Abflussanschlüsse in zwei weiteren Tiefen mit denen Zwischenabfluss und Sickerwasser aufgefangen werden kann (Bild 7). Die Leerlysimeter haben lediglich einen Abflussanschluss zur Erfassung des Straßenabflusses.

Zur quantitativen Messung des Abflusses und der Versickerung in verschiedenen Tiefen sowie zur



Bild 3: Leere Lysimeterwannen (1.000 l)



Bild 4: Ausheben der Lysimetergruben



Bild 5: Bankettlysimeter mit Drainageschicht



Bild 6: Einbau der Lysimeterwannen

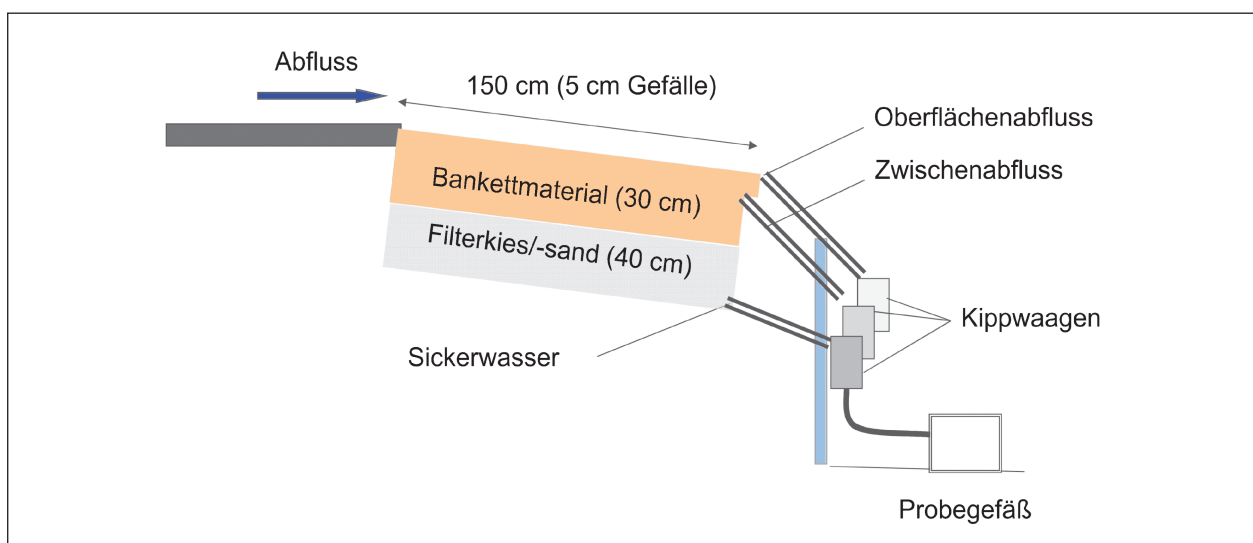


Bild 7: Schematische Darstellung eines befüllten Bankettlysimeters mit Kippwaagen und Probenahmegefäß

qualitativen Beprobung wurden 12 Kippwaagen (V2A-Kippzähler, UP-Umweltanalytische Produkte GmbH) mit einem Kippvolumen von 6 x 2 l und 6 x 0,5 l installiert (Bilder 8 und 9). Wenn das jeweilige Volumen (0,5 l oder 2 l) erreicht ist, kommt es zu einer Kippung. Dabei wird ein Signal ausgelöst welche elektronisch gespeichert wird. Die 2l Kippwaagen erfassen den Oberflächenabfluss der Bankettlysimeter sowie den Abfluss der Leerlysimeter. Die 0,5l Kippwaagen erfassen den Zwischenabfluss und das Sickerwasser der Bankettlysimeter. Von Sickerwasser, Oberflächenabfluss und Straßenabfluss wird jeweils eine Teilprobe (ca. 10 %) in ein Sammelgefäß überführt, der Zwischenabfluss wird vollständig erfasst.

In jedes Bankettlysimeter wurde in ca. 10 cm Tiefe ein Sensor (SM300, Delta-T Devices) zur Bestimmung der Bodenfeuchte und -temperatur eingebaut. Eine Klimastation wurde neben der Lysimeteranlage errichtet, um Niederschlag, Lufttemperatur und Luftfeuchte am Standort zu erfassen.

Die drei Leerlysimeter (225 l) wurden mit gewaschenem, kalkfreiem Drainagekies (Ø 5,6-8 mm) befüllt. Aufgrund von Einwänden des zuständigen Landesbetriebes für Straßen Brandenburg musste die Standfestigkeit der Leerlysimeter zusätzlich durch Rasengitterelemente erhöht werden. Drei weitere Lysimeter (Bankettlysimeter, 1.000 l) wurden bis zur Hälfte mit einer gestaffelten Drainageschicht aus gewaschenem, kalkfreiem Kies und

Sand befüllt (Bild 5 und 7). Über die Drainageschicht wurden die folgenden Bankettmaterialien eingebaut (Tabelle 6). Eine Tabelle mit einer Gegenüberstellung der bodenkundlichen und bautechnischen Bezeichnungen der untersuchten Materialien befindet sich im Anhang (Tabelle 21).

Das Material/Baustoffgemisch für Schottertragschichten (0/32) ist ein Gemisch aus natürlichen Gesteinskörnungen nach DIN EN 13242 aus Grauwacke des Werkes Liesken (Lausitz – Sachsen) und Sand 0/2 (Quarzsand, gerundet) des Werkes Oßling (Lausitz – Sachsen). Der Anteil des Quarzsandes beträgt ca. 50 M.-% im Anteil < 2 mm. Das Material wird im Folgenden als Bankettschotter (BS) bezeichnet. Der verwendete Oberboden (OB) ist der am AD Schwanebeck anstehenden Oberboden. Er stammt von den angrenzenden Ackerschlägen. Der Schotterrasen ist ein Gemisch aus dem o. g. Bankettschotter und Oberboden. Der Massenanteil des Oberbodens beträgt bei der erstellten Mischung insgesamt 15 M.-%. Das Baustoffgemisch wird im Folgenden als OB15 bezeichnet.

Im Rahmen des Forschungsprojektes FE-Nr. 05.177/2012/MRB wurde die Tragfähigkeit des Materials OB15 untersucht und gemäß ZTV E-StB 09 als ausreichend befunden (KOUKOULIDOU et al. 2014). Der BS entspricht den Anforderungen TL SoB-StB an Schottertragschichten unter Betondecken und ist somit ebenfalls ausreichend tragfähig.

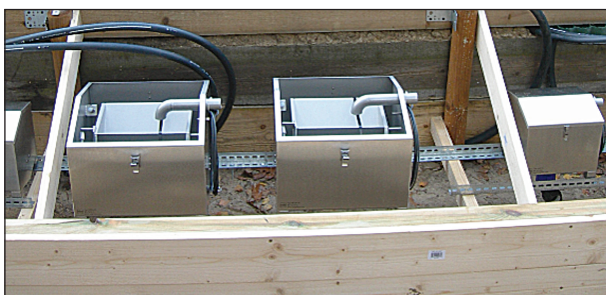


Bild 8: Kippwaagen geöffnet

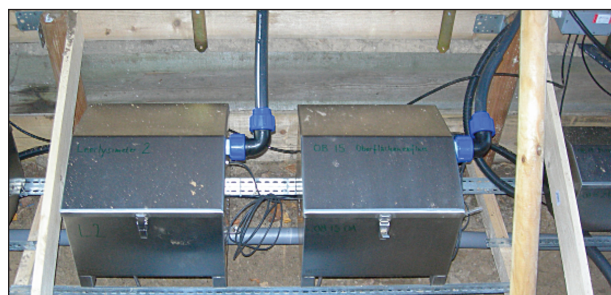


Bild 9: Kippwaagen geschlossen

| | Material/Baustoff | Regelwerk |
|---|--|---------------------------|
| 1 | Oberboden, (OB) Su ₂ , C _{org} < 4 %, GV < 8 % | --- |
| 2 | Baustoffgemisch aus nat. Gesteinskörnung (BS) Baustoffgemisch für Schottertragschichten (0/32) aus natürlicher Gesteinskörnung, Anteil < 0,063 mm ≤ 5 M.-% | TL SoB-StB TL Gestein-StB |
| 3 | Schotterrasen (mit 15 % OB) (OB15) Baustoffgemisch für Schottertragschichten (0/32) aus natürlicher Gesteinskörnung mit 15 M.-% des o. g. Oberbodens | ZTV E-StB, STLK, LB 112 |

Tab. 6: Verwendete Materialien/Baustoffe

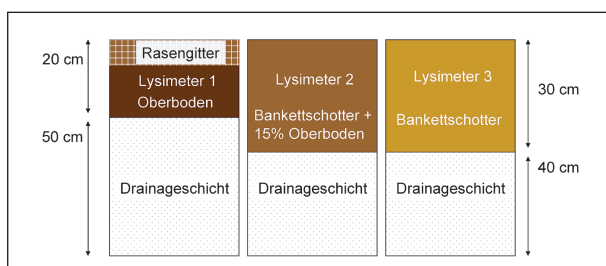


Bild 10: Schematische Darstellung der befüllten Lysimeter

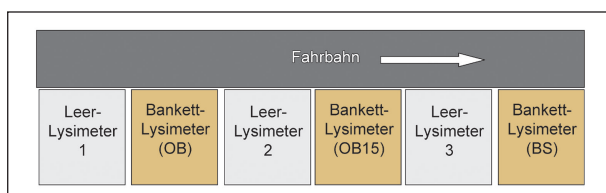


Bild 11: Schematische Anordnung der Lysimeter an der A 115

Der OB ist nicht ausreichend tragfähig, wurde aber als nicht standfeste Referenzvariante mit untersucht. In das OB-Lysimeter wurden daher zusätzlich Rasengitterelemente eingesetzt um die Standfestigkeit zu erhöhen. Die Verdichtung der Bankettmaterialien in den Lysimetern erfolgte mit einem Handstampfer. Auf eine Verdichtung mittels Rüttelplatte wurde verzichtet um eine Beschädigung der Lysimeterwannen zu verhindern. Ein schematischer Aufbau der befüllten Bankettlysimeter ist in Bild 10 dargestellt. Die OB-Schicht ist 20 cm mächtig, die OB15 und BS Schicht 30 cm.

Bild 11 zeigt die schematische Anordnung der Lysimeter im bestehenden Bankett. Es wurden abwechselnd ein Leer- und ein Bankettlysimeter eingebaut um das Abflussverhalten der Straße möglichst genau zu erfassen und den einzelnen Lysimetern zuordnen zu können. Bei Leerlysimeter 3 befindet sich eine Fuge zwischen den Betonplatten der Fahrbahn, welche das Abflussgeschehen der Straße beeinflusst. Insgesamt hat die Anlage eine Länge von ca. 7 m unterhalb der Lysimeter befinden sich die Kippwaagen und Probengefäße.

3.3.3 Funktionsweise und Betrieb der Lysimeteranlage

In den Lysimetern wurde der durch das Bankett infiltrierte Straßenabfluss gesammelt und in die Kippwaagen geleitet. Die Kippwaagen erfassten die Sickerwassermengen der Lysimeter und leiteten einen Teil des Abflusses in Probengefäße weiter. Der Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss der Lysimeter wurden nach demselben Prinzip erfasst. Die

Anzahl der Kippungen wurde von einem Datenlogger erfasst und an einen Datenserver weitergeleitet. Die Daten konnten jederzeit online abgerufen, geprüft und ausgewertet werden. Eine Beprobung und Analyse der Abflüsse, der Sickerwässer, der Oberflächenabflüsse und Zwischenabflüsse erfolgte in der Regel alle zwei Wochen.

Zusätzlich wurden ereignisabhängige Abflussbeprobungen durchgeführt. Die Proben wurden anschließend im Labor analysiert. Falls eine sofortige Analyse nicht möglich war, wurden die Proben bis zur Analyse bei 4 °C im Kühlschrank aufbewahrt.

3.3.4 Bestimmung chemischer und physikalischer Parameter

Sickerwasser

Alle Probengefäße wurden vor ihrer Benutzung mit einer 0,01 M HNO₃ Lösung vorgespült und mit bidestilliertem Wasser nachgespült. Die pH-Werte und die Leitfähigkeit der Mischproben wurden nach jeder Beprobung gemessen. Die Schwermetallkonzentrationen (Cd, Cu, Cr Ni, Pb, Zn) der Mischproben wurden in 4-wöchigem Rhythmus bestimmt. Zur Schwermetallanalyse wurden die Proben im Labor gefiltert (0,45 µm), mit 5 M HNO₃ Lösung angesäuert (auf pH < 2) und mittels ICP-OES gemessen. Um die Gesamtkonzentration (gelöst und partikulär) in den Proben zu bestimmen, wurden ab dem 17.04.2013 Teilproben gemäß DIN EN ISO 15587-2 in der Mikrowelle aufgeschlossen und ebenfalls mittels ICP-OES analysiert.

Materialeigenschaften

Die Hintergrundkonzentration (Schwermetalle), Sieblinien, pH-Wert, C_{org}, CaCO₃ und die elektrische Leitfähigkeit (EC) wurden analog zu der in Kapitel 3.1.2 beschriebenen Vorgehensweise bestimmt.

Die Wasserretention und die Wasserleitfähigkeit des OB wurden mit der Hyprop® Apparatur (UMS 2011), einem instationären Verdunstungsverfahren und Tensiometermessungen, bestimmt. Mit der Software Hyprop (DURNER und PETERS, 2011) wurden die van Genuchten-Parameter für die hydraulischen Eigenschaften anhand der gemessenen Wasserretentionen und Wasserleitfähigkeiten angepasst. Die hydraulischen Funktionen der Materialien OB15 und BS konnten wegen der grobkörnigen Textur nicht mit der Hyprop-Apparatur gemessen werden. Für die Modellierung wurde daher auf Literatur-

daten aus dem FE Vorhaben „Bestimmung von Wassergehalts und Saugspannungsfunktionen für Böden, RC Baustoffe und HMVA“ zurückgegriffen.

3.3.5 Arbeiten an der Anlage

Am 09.01.2013 wurden die Zwischenräume zwischen den Lysimetern sowie der linke und rechte Rand der Anlage mit Bankettmaterial aufgefüllt um die Abflussmengen der Lysimeter anzugleichen.

Am 02.05.2013 wurde eine neue Schicht Oberboden (5 cm) auf das OB-Lysimeter aufgebracht, da es durch Sackung und Erosion zu einer Abnahme der Mächtigkeit gekommen war. Zuvor wurden

Stechzylinderproben entnommen um, die Belastung des Bodens zu diesem Zeitpunkt zu erfassen.

Zusätzlich wurde an diesem Tag mit der Begrünung der Lysimeter begonnen. Eine einfache Zierrasenmischung wurde dazu ausgesät. Die Begrünung war erfolgreich (Bilder 12 und 13).

Aufgrund von deutlichen Unterschieden der Abflussmengen in den Leerlysimetern während des Zeitraumes Dez. 2012 – Aug. 2013 wurde am 17.10.2013 eine Entwässerungsrinne vor LL1 angelegt. Diese sollte seitliches Einströmen von Straßenabfluss in LL1 verhindern (Bild 14). Zum selben Zeitpunkt wurden auch die Kantenabdichtungen zwischen Fahrbahnrand und Lysimeterwan-



Bild 12: Begrüntes OB-Lysimeter



Bild 14: Entwässerungsrinne vor LL1



Bild 13: Gesamte Lysimeteranlage, begrünt

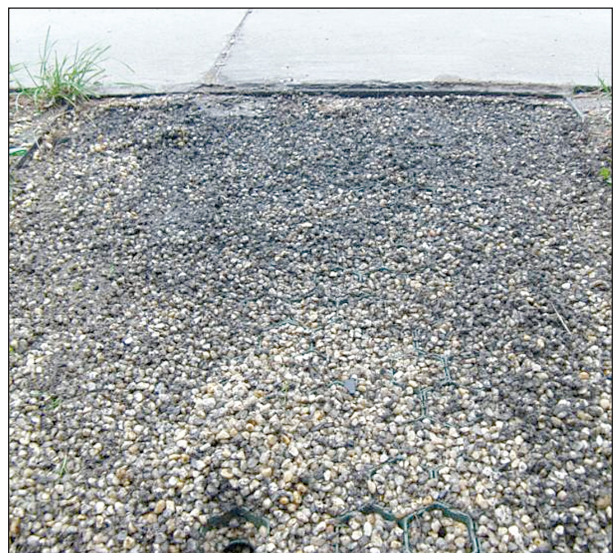


Bild 15: Leerlysimeter mit Sedimenten

nen erneuert. Nach dem Anlegen der Entwässerungsrinne zeigten sich weiterhin große Unterschiede in den Abflussmengen (vgl. Bild 38).

Am 21.11.2013 wurden die Leerlysimeter 2 und 3 gereinigt, da sich größere Mengen Sedimente von der Straße in den Leerlysimetern abgelagert hatten, welche die Qualität des Straßenabflusses hätten beeinflussen können. Leerlysimeter 1 wurde als unveränderte Referenz weiterbetrieben (Bild 15). Die gesammelten Sedimente wurden analog zu der in Kapitel 3.1.2 beschriebenen Vorgehensweise auf Schwermetallgesamtgehalte untersucht. Die ermittelten Schwermetallgehalte wurde dazu verwendet eine korrigierte Gesamtkonzentration für den Straßenablauf berechnet. Dazu wurden die Schwermetallkonzentrationen der Sedimente auf die eingetragene Sedimentfracht und die Abflussmengen der Leerlysimeter des entsprechenden Zeitraumes bezogen.

3.4 Modellierung mit HYDRUS 1D

Um eine Prognose über die Schwermetallverlagerung in den untersuchten Bankettmaterialien zu erstellen wurde eine numerische Modellierung mit dem Programm HYDRUS 1D durchgeführt. HYDRUS 1D ist ein Programm mit dem der Wasser-, Wärme- und Stofftransport in gesättigten und ungesättigten porösen Medien simuliert werden kann. Dazu generiert das Programm ein eindimensionales Netz aus Knotenpunkten, wobei die Lösungen eines Knotenpunktes an die Nachbarknotenpunkte weitergegeben werden. Um den gesättigten und ungesättigten Wassertransport zu simulieren löst das Programm die Richards Gleichung numerisch:

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \frac{\partial h}{\partial z} \right] + \frac{\partial K(h)}{\partial z} \quad \text{Gl. 2}$$

θ volumetrischer Wassergehalt [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]

t Zeit [d]

z vertikale Koordinate [cm]

h Matrixpotenzial [cm]

K hydraulische Leitfähigkeit [$\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$]

Um die Richards Gleichung zu lösen müssen die Zusammenhänge zwischen dem volumetrischen Wassergehalt θ , dem Matrixpotential h und der

hydraulische Leitfähigkeit K des porösen Mediums bekannt sein. Zusätzlich müssen die Anfangs- und Randbedingungen bekannt sein bzw. definiert werden. Zur Simulation des eindimensionalen Transportes von gelösten Stoffen verwendet HYDRUS 1D die Konvektions Dispersionsgleichung [3]:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} + \frac{\rho_B}{\theta} \frac{\partial S_i}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D \frac{\partial C_i}{\partial z} \right] - \frac{q}{\theta} \frac{\partial C_i}{\partial z} \quad \text{Gl. 3}$$

C_i Konzentration des Sorbats in Lösung (Bodenlösung) [$\text{mg} \cdot \text{cm}^{-3}$]

S_i Beladung des Sorbents (Bodenfestphase) [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$]

D effektiver Dispersionskoeffizient [-]

z vertikale Koordinate [cm]

t Zeit [d]

q spezifische Flussrate [$\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$]

ρ_B Lagerungsdichte [$\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$]

θ volumetrischer Wassergehalt [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]

In der Transportgleichung sind lineare und nicht-lineare Gleichgewichtsreaktionen zwischen der flüssigen und der festen Phase integriert. Für die nichtlineare Adsorption kann sowohl die Theorie nach Freundlich als auch die nach Langmuir ausgewählt werden. In diesem Fall wurden die Daten nach der Theorie nach Freundlich beschrieben. Der steuernde Wasserfluss und die Transportgleichungen werden numerisch nach der Finite Elementen Methode gelöst. Weitere und ausführliche Informationen über die zugrunde liegenden hydrologischen und chemischen Modelle von HYDRUS 1D finden sich in ŠIMŮNEK et al. (2008).

3.4.1 Eingabeparameter HYDRUS 1D

Um mit HYDRUS 1D den Bodenwasserhaushalt und Stofftransport zu modellieren müssen neben den Bodeneigenschaften (Kapitel 5.1) auch Rand- und Anfangsbedingungen vorgegeben werden. Auch müssen Annahmen bezüglich Horizontmächtigkeit, Durchwurzelungstiefe etc. getroffen werden. Die hydraulischen Eingabeparameter für HYDRUS 1D sind in Tabelle 7 aufgelistet, die Freundlichparameter für die Modellierung in Tabelle 8.

| | Parameter | | | | | | | | |
|------|--------------------------------|---------|---|---|--------------------------------|---------|---------|----------|--------------------------|
| | α_1 cm ⁻¹ | n1 - | θ_r cm ³ *cm ⁻³ | θ_s cm ³ *cm ⁻³ | α_2 cm ⁻¹ | n2 - | w2 - | tau - | Ks cm*d ⁻¹ |
| OB | 0,0277 | 3,270 | 0,050 | 0,436 | 0,01 | 1,4 | 0,49 | 0,300 | 44,49 |
| OB15 | 0,0125 | 2,362 | 0,160 | 0,241 | - | - | - | -1,452 | 0,578 |
| BS | 0,1500 | 2,208 | 0,033 | 0,150 | - | - | - | -1,658 | 3,801 |

Tab. 7: Hydraulische Eingabeparameter für die Modellierung mit HYDRUS 1D

| | Cd | | Cu | | Pb | | Zn | |
|------|--------|---------------------------------------|--------|---------------------------------------|--------|---------------------------------------|--------|---------------------------------------|
| | n - | K _f cm ³ /mg | n - | K _f cm ³ /mg | n - | K _f cm ³ /mg | n - | K _f cm ³ /mg |
| OB | 0,293 | 0,0564 | 0,392 | 1,6300 | 0,329 | 1,6873 | 0,125 | 0,2688 |
| OB15 | 0,255 | 0,0096 | 0,413 | 0,1945 | 0,372 | 0,2303 | 0,094 | 0,0541 |
| BS | 0,280 | 0,0044 | 0,432 | 0,0749 | 0,384 | 0,0667 | 0,130 | 0,0337 |

Tab. 8: Freundlich-Parameter für die Modellierung mit HYDRUS 1D

Die hydraulischen Parameter für den OB wurden anhand des Originalmaterials ermittelt. Die hydraulischen Parameter von OB15 und BS konnten aufgrund der grobkörnigen Textur nicht zuverlässig ermittelt werden. Für die Modellierung wurden daher Daten zu den hydraulischen Eigenschaften aus dem Forschungsprojekt „Bestimmung von Wassergehalts- und Saugspannungsfunktionen für Böden, RC Baustoffe und HMVA“ verwendet (SCHARNAGEL & DURNER; 2014). Die im Rahmen dieses Projektes untersuchten Materialien BM1 und BM2 haben eine ähnliche Korngrößenverteilung wie BS und OB15. Für die Modellierung des Wasserhaushaltes von OB15 und BS wurden daher die hydraulischen Parameter von BM1 und BM2 verwendet.

Da die Adsorptionsisothermen der Bankettmaterialien nur für den Anteil < 2 mm bestimmt werden konnten (Kapitel 3.2), mussten die Freundlichparameter von OB15 und BS für die Modellierung angepasst werden. Dabei wurde angenommen, dass nur der Anteil < 2 mm Schwermetalle sorbiert. Der Anteil < 2 mm des BS und OB15 beträgt ca. 25 % bzw. 35 %. Diese Annahme wurde mathematisch mit der Reduktion des ermittelten Freundlich-Koeffizienten um 75 % bzw. 65 % beschrieben. Die zuvor ermittelten chemischen und physikalischen Sorptionsmechanismen der Schwermetalle ändern sich durch diese Anpassung nicht.

3.4.2 Annahmen und Randbedingungen

Das Modell berechnet den Wasser und Stoffhaushalt auf täglicher Basis. Die Profiltiefen der drei Varianten wurden an die der Bankettlysimeter angepasst (OB: 20 cm; OB15: 30 cm; BS: 30 cm). Die eingegebenen Zulaufmengen entsprechen der mittleren täglichen Abflussmenge der drei Leerlysimeter welche wiederum dem Straßenabfluss entspricht. Bei Überstausituationen, welche bei großen Zulaufmengen und geringen Infiltrationsraten auftreten können, kommt es auch im Modell zu Oberflächenabfluss.

Der Wasser- und Stoffhaushalt in den Bankettlysimetern wurde für einen Zeitraum von 10 Jahren berechnet. Die Input-Schwermetallkonzentrationen entsprechen den Medianen der Konzentrationen im Straßenablauf während des Beprobungszeitraumes. Es wurden insgesamt zwei Szenarien für die verschiedenen Bankettlysimeter modelliert.

In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen als Eingangparameter (Zulaufkonzentration) verwendet, in Szenario 2 die Gesamtkonzentrationen. Szenario 2 stellt somit das „worst-case“-Szenario dar, in dem angenommen wird dass die partikulär in den Boden eingetragenen Schwermetalle komplett in Lösung gehen. Partikulärer Schwermetalltransport kann mit den ermittelten Adsorptionseigenschaften nicht beschrieben werden und soll auf diese Weise bei der Modellierung mit HYDRUS 1D berücksichtigt werden.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Säulenversuch

Die Schwermetallkonzentrationen (Hintergrundkonzentrationen) der Materialien sind in Tabelle 9 aufgeführt. Das BS-Material weist die niedrigsten Schwermetallkonzentrationen auf. Die Schwermetallgehalte des OB liegen für alle Elemente, außer für Pb, oberhalb der für Brandenburg angegebenen Hintergrundkonzentrationen. Die Schwermetallgehalte der Materialien OB15 und OB20 liegen erwartungsgemäß zwischen den Gehalten von OB und BS. Das RC-Material weist die höchsten Feststoffkonzentrationen auf. Gemäß der Brandenburgischen Technischen Richtlinie für die Verwertung von Recycling-Baustoffen im Straßenbau – Ausgabe 2004 (BTR RC-Stb) erhält der RC den Zuordnungswert Z0. In Tabelle 10 sind die CaCO_3 - und C_{org} -Gehalte sowie die pH-Werte der verwendeten Materialien aufgeführt.

Die Infiltrationsraten der untersuchten Varianten unterscheiden sich stark (Tabelle 11). Dies war zu

erwarten und liegt an den verschiedenen Körnungslinien der Materialien. RADENBERG & KOLLAR (2010) konnten zeigen, dass ein geringfügig höherer Feinanteil die Wasserdurchlässigkeit eines verdichteten (Dpr-)Materials um bis zu zwei Zehnerpotenzen reduzieren kann. Die Berechnungsmengen wurden für den Säulenversuch daher an die realen Infiltrationsraten angepasst. Sie entsprechen der Menge an Wasser, welches innerhalb von 24 h in die Säule infiltrieren kann.

Die Ergebnisse des Proctorversuchs sind in Tabelle 12 zusammengefasst. Es wurde für alle Materialien/Baustoffe, außer für den RC, eine Proctordichte $> 2,1 \text{ g*cm}^{-3}$ erreicht. Die Daten für den RC wurden nicht in eigenen Versuchen ermittelt, sondern aus dem Prüfbericht des Materials entnommen.

In Bild 16 sind die Sieblinien der verwendeten Materialien/Baustoffe dargestellt. Sie entsprechen den Vorgaben der für den Bankettaufbau geltenden Regelwerke (ZTV E-StB, TL SoB-StB, TL Gestein-StB, DIN 18196, STLK, LB 112).

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|------|---------------------|-------|-------|-------|-------|--------|
| | mg*kg ⁻¹ | | | | | |
| OB15 | 0,41 | 18,87 | 8,06 | 8,63 | 9,86 | 55,03 |
| OB20 | 0,45 | 21,14 | 9,03 | 9,13 | 11,41 | 43,90 |
| GU | 0,31 | 24,72 | 7,10 | 11,78 | 7,74 | 29,32 |
| BS | 0,25 | 16,66 | 4,91 | 8,89 | 6,68 | 26,30 |
| RC | 0,31 | 54,81 | 15,10 | 15,55 | 26,61 | 145,85 |
| OB | 0,77 | 27,53 | 12,91 | 8,30 | 11,63 | 62,94 |

Tab. 9: Schwermetallkonzentrationen der Materialien des Säulenversuches nach KWA

| | OB | GU | BS | RC | OB15 | OB20 |
|------------------|------|------|------|-------|------|------|
| pH-Wert | 7,52 | 7,66 | 7,81 | 10,46 | 7,65 | 7,64 |
| C_{org} | 0,59 | 0,18 | 0,36 | 1,27 | 0,66 | 0,40 |
| CaCO_3 | 0,51 | 0,88 | 0,79 | 0,73 | 0,18 | 0,46 |

Tab. 10: CO_3 -, C_{org} - und pH-Werte der Materialien des Säulenversuches

| | Var. I | Var. II | Var. III | Var. IV | Var. V | Var. VI | Var. VII |
|--|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Infiltrationsrate [m*s ⁻¹] | $1,6*10^{-7}$ | $1,6*10^{-6}$ | $6,3*10^{-7}$ | $2,1*10^{-6}$ | $7,5*10^{-6}$ | $5,5*10^{-6}$ | $1,3*10^{-6}$ |
| Berechnungsmenge [ml] | 200 | 400 | 200 | 400* | 1.000 | 1.000 | 400 |

* aufgrund sinkender Infiltrationsrate ab Berechnungsdurchgang 4 nur noch 300 ml

Tab. 11: Infiltrationsraten der gepackten Säulen und Berechnungsmenge pro Durchgang

| | Baustoff 2 (GU/GT) | Baustoff 3 (BS) | Baustoff 4 (RC) | Baustoff 5 (OB15) | Baustoff 6 (OB20) |
|-------------------------------------|--------------------|-----------------|-----------------|-------------------|-------------------|
| Proctordichte [g*cm ⁻³] | 2,22 | 2,11 | 1,96* | 2,17 | 2,18 |
| WG opt. [M%] | 5,2 | 5,6 | 8,3* | 5,9 | 5,7 |

* aus Prüfbericht entnommen

Tab. 12: Proctordichte und optimaler Wassergehalt der untersuchten Baustoffe/Materialien

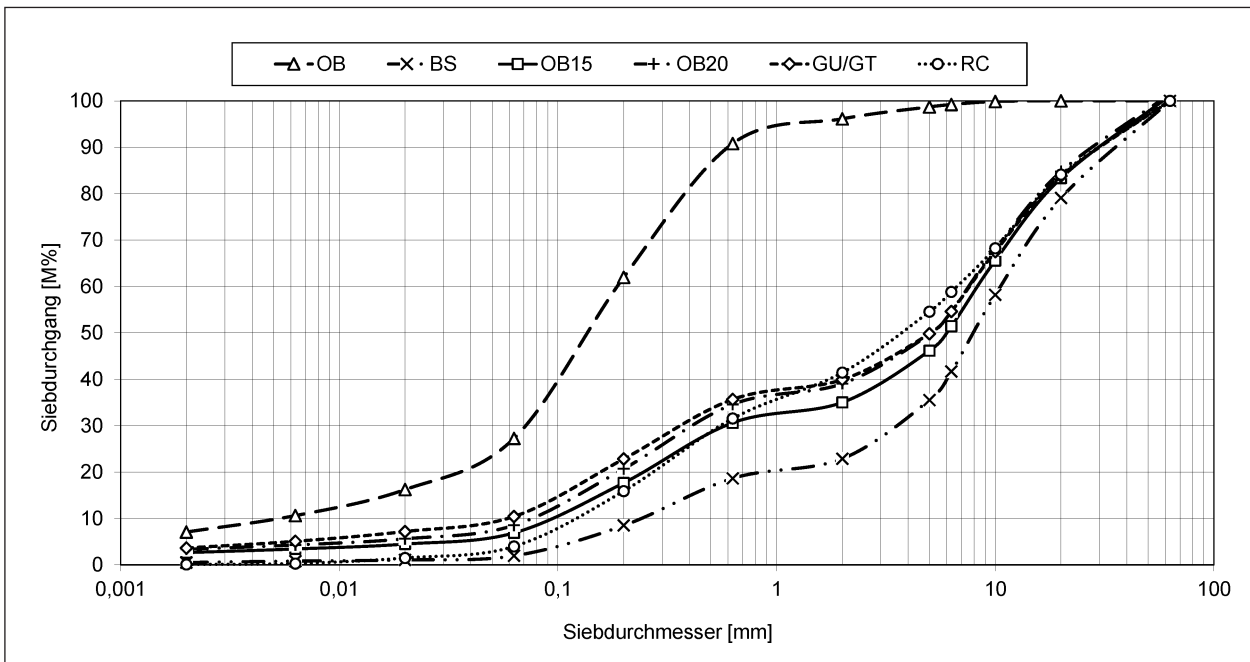


Bild 16: Sieblinie Baustoffe/Materialien für den Säulenversuch

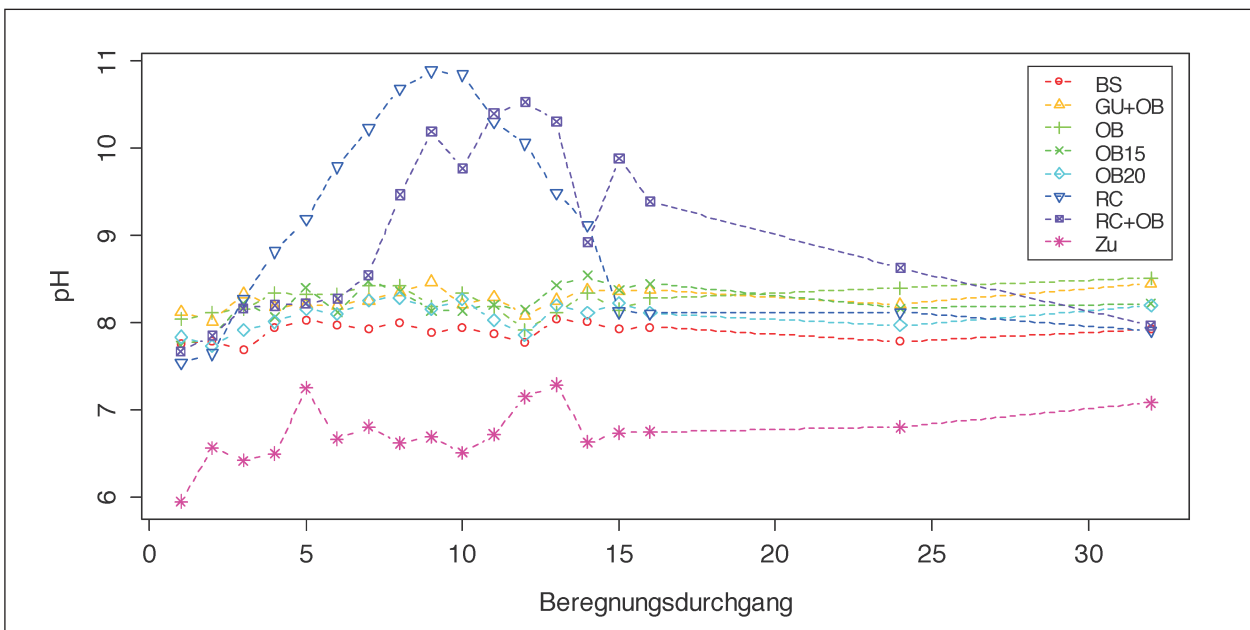


Bild 17: Beregnungsdurchgänge und pH-Werte der Zuläufe und Sickerwässer der verschiedenen Säulen

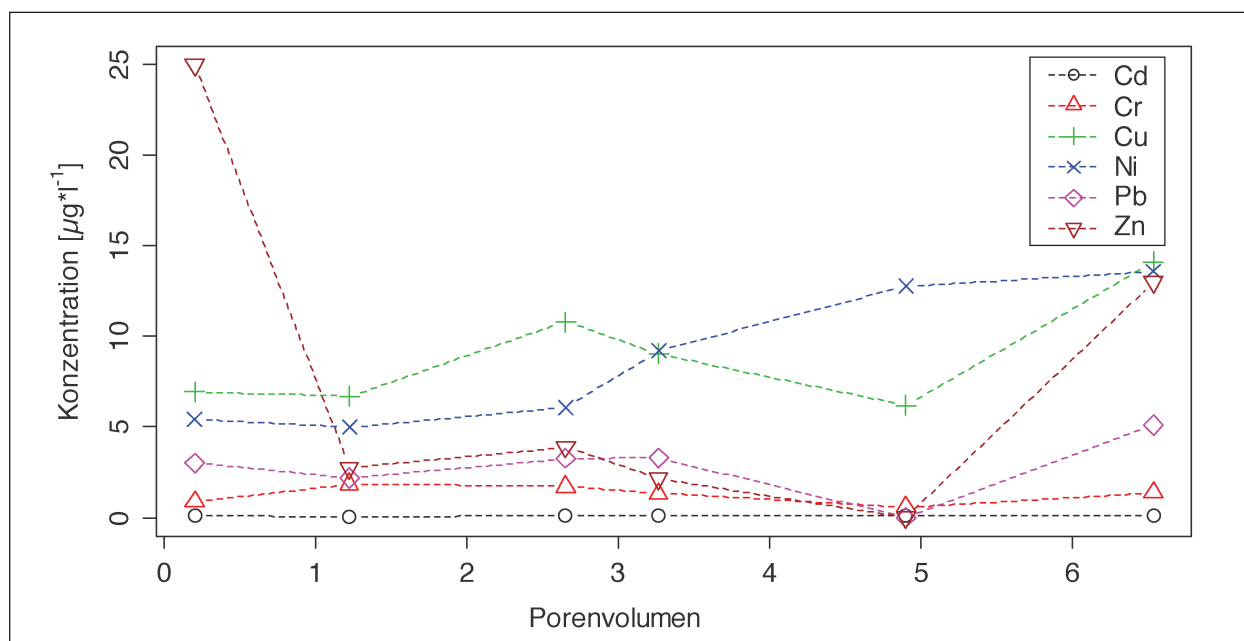


Bild 18: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante I (GU/GT) während des Bewässerungszeitraumes

4.1.1 Eluate

Die pH-Werte der Eluate sowie der pH-Wert des Beregnungswassers (Zu) sind in Bild 17 dargestellt. Der pH-Wert des Beregnungswassers schwankt zwischen 5,9 und 7,1; er liegt damit deutlich unterhalb der pH-Werte, die in den Eluaten der Säulen gemessen wurden. Die höchsten Eluat pH-Werte weisen die RC-Säulen auf (bis pH 10,9). Die Eluate der Säulen BS, GU+OB, OB, OB15 und OB20 liegen mit pH-Werten zwischen 7,8 und 8,5 im leicht alkalischen Bereich.

Die Bilder 18-24 zeigen die Schwermetallkonzentrationen in den Eluaten der Säulen. Die gemessenen Gesamtkonzentrationen (partikulär + gelöst) der Eluate unterscheiden sich kaum von den reinen Lösungskonzentrationen. Daraus folgt, dass kaum partikulärer Transport von Schwermetallen durch die Bankettmaterialien stattfand. Im Folgenden werden daher nur die Gesamtkonzentrationen der Eluate dargestellt, da sie im Großen und Ganzen den Lösungskonzentrationen entsprechen. Zur besseren Vergleichbarkeit der verschiedenen Säulen untereinander sind die Konzentrationen gegen das jeweils durchflossene Porenvolumen aufgetragen. Als Porenvolumen bezeichnet man das gesamte Holraumvolumen des Bodens, welches sich aus der Lagerungsdichte und dem Bodenvolumen (in diesem Fall das Volumen der gepackten Säulen) ergibt. Ein durchflossenes Porenvolumen entspricht somit theoretisch einem Austausch des gesamten Porenwassers.

Bild 18 zeigt die Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante I (GU/GT). Die Schwermetallgesamtkonzentrationen aller Eluate liegen unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser.

Die Konzentrationen von Cu, Ni, Pb und Zn im Eluat steigen nach dem Durchlauf von 6,5 Porenvolumen gegenüber den Anfangskonzentrationen an. Dagegen ändern sich die Eluatkonzentrationen von Cd und Cr kaum. Die Ursache für diesen Konzentrationsanstieg könnte die im Versuchsverlauf abnehmende Anzahl freier Sorptionsplätze an der Bodenmatrix sein. Dies hätte eine Verringerung des Schwermetallrückhaltes zur Folge und würde zu einem Konzentrationsanstieg im Eluat führen.

Das Bild 19 zeigt die Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante II (OB+RC). Die Konzentrationen von Cr, Cu, Ni und Zn im Eluat nehmen mit dem durchflossenen Porenvolumen ab, für Cu trifft dies nur bedingt zu.

Im Vergleich zu den Varianten bei denen kein RC Material eingesetzt wurde, sind die im Eluatkonzentrationen vor allem anfänglich höher. Dies deutet darauf hin, dass die Schwermetall-desorption von der Festphase (OB und RC) die Eluatkonzentrationen erhöhen (vgl. hierzu auch Tabelle 9). Die Cu-Konzentration im Eluat hat den Prüfwert der BBodSchV während des Bewässerungszeitraumes zweimal überschritten, die Cr-Konzentration einmal.

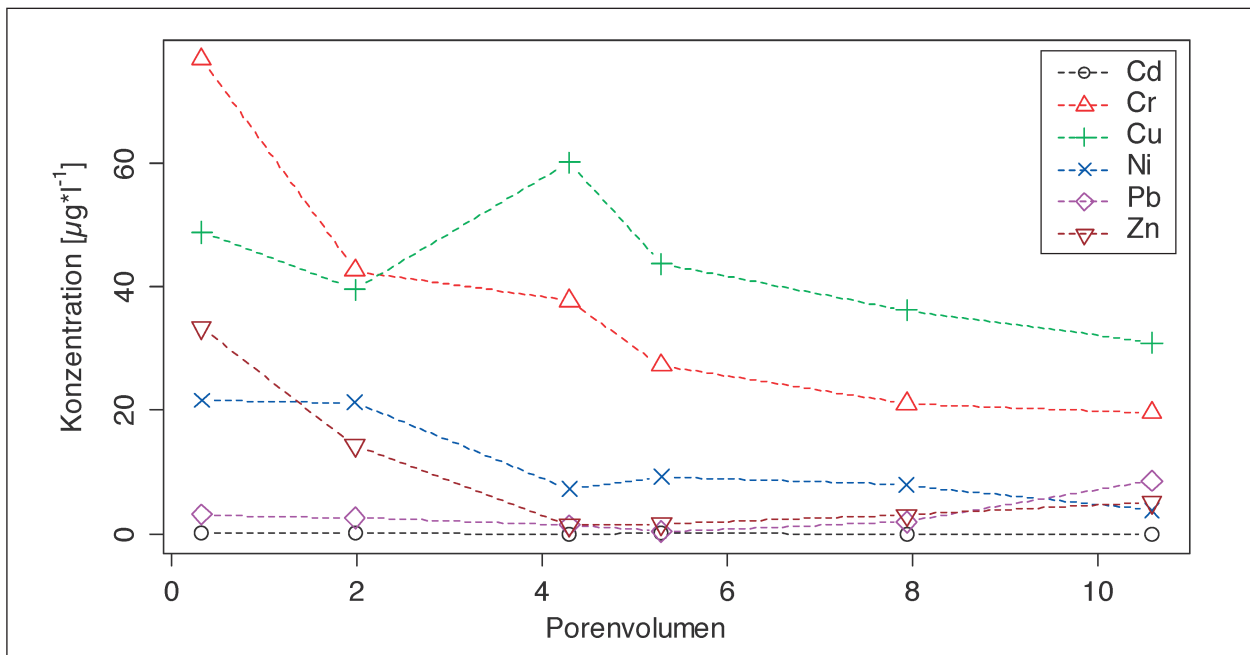


Bild 19: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante II (OB+RC) während des Bewässerungszeitraumes

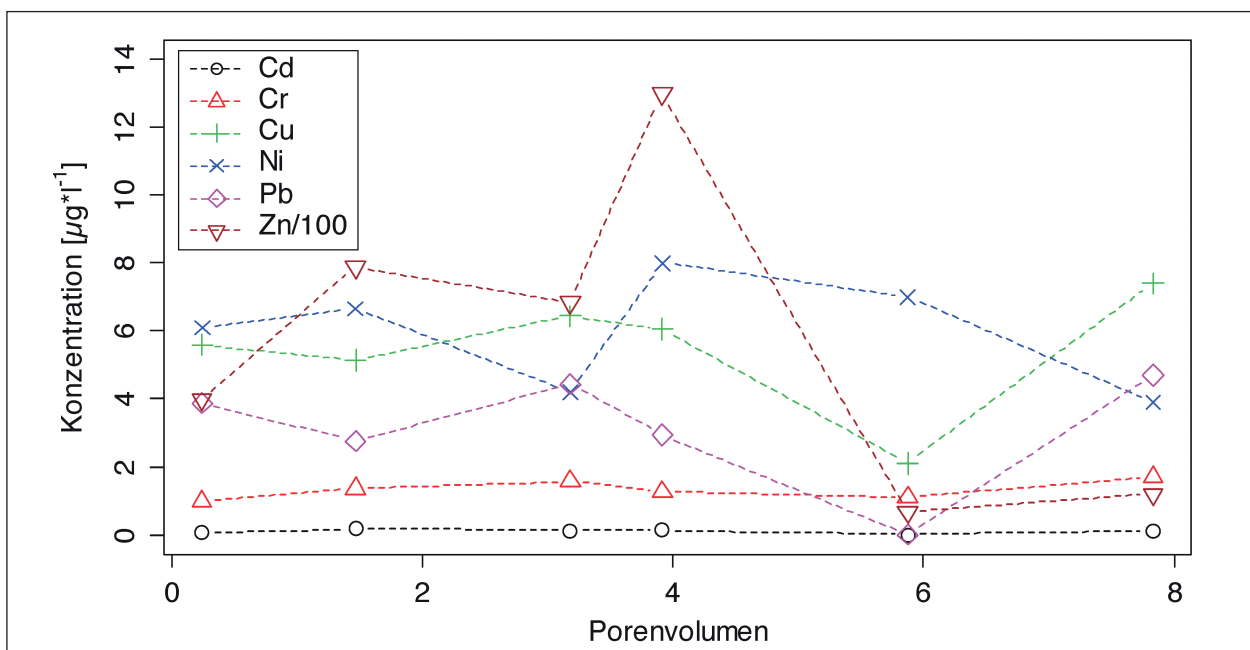


Bild 20: Schwermetallgesamtkonzentrationen (Zn/100) in den Eluaten der Variante III (OB15) während des Bewässerungszeitraumes

Die Eluatkonzentrationen von Cd, Ni, Pb und Zn unterschreiten die Prüfwerte BBodSchV während des gesamten Versuches.

Die Konzentrationen von Cr, Cu, Ni und Pb in den Eluaten der Variante III (OB15) unterschreiten die Prüfwerte der BBodSchV während des gesamten Bewässerungszeitraumes (Bild 20). Die Zn-Konzentrationen haben den Prüfwert der BBodSchV dreimal überschritten.

Im Vergleich zu den anderen Varianten, ausgenommen Variante IV (OB20), ist die Zn-Konzentration im Eluat von Variante III (OB15) etwa um den Faktor 100 erhöht.

Vermutlich wurde das Material bei der Erstellung der Mischung (OB + BS) oder bei dem schichtweisen Einbau in die Säule mit Zn kontaminiert. Dafür sprechen die wesentlich geringeren Konzentrationen in den Eluaten der Säulen in denen jeweils nur

Bankettschotter oder Oberboden verwendet wurde (Variante V und VI) und die Analysen der Festphasenkonzentrationen (vgl. Tabelle 9, Bild 28).

Bild 21 zeigt die Schwermetallkonzentrationen im Eluat von Variante IV (OB20). Bis auf Cu ist der Verlauf der Schwermetallkonzentrationen mit Variante III (OB15) vergleichbar. Die Cu-Konzentrationen liegen bei Variante IV (OB20) etwas höher. Die Prüfwerte der BBodSchV wurden im Laufe des Ver-

suches von keinem der untersuchten Elemente überschritten.

Die Eluatkonzentrationen aller Metalle von Variante V (OB) haben die Prüfwerte der BBodSchV während des gesamten Bewässerungszeitraumes überschritten (Bild 22). Die Konzentrationen von Cr, Cu, Ni und Zn im Eluat nahmen mit dem durchflossenen Porenvolumen ab. Sie waren vor allem anfänglich höher. Dies deutet darauf hin, dass die Schwer-

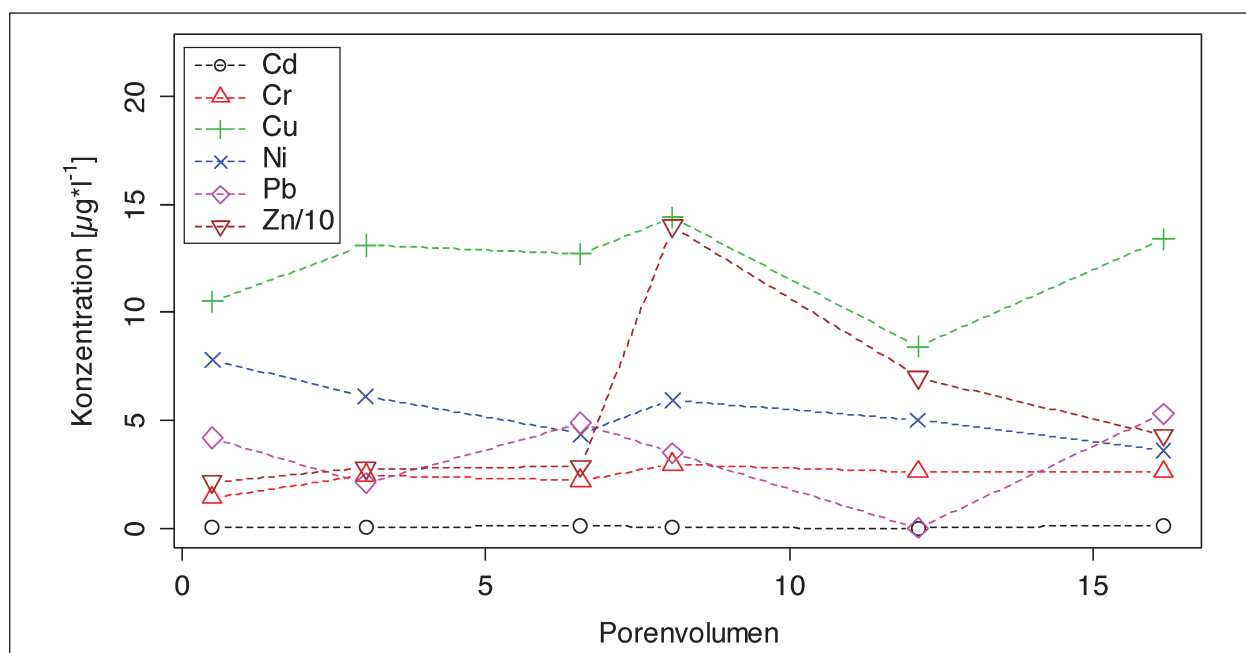


Bild 21: Schwermetallgesamtkonzentrationen (Zn/10) in den Eluaten der Variante IV (OB20) während des Bewässerungszeitraumes

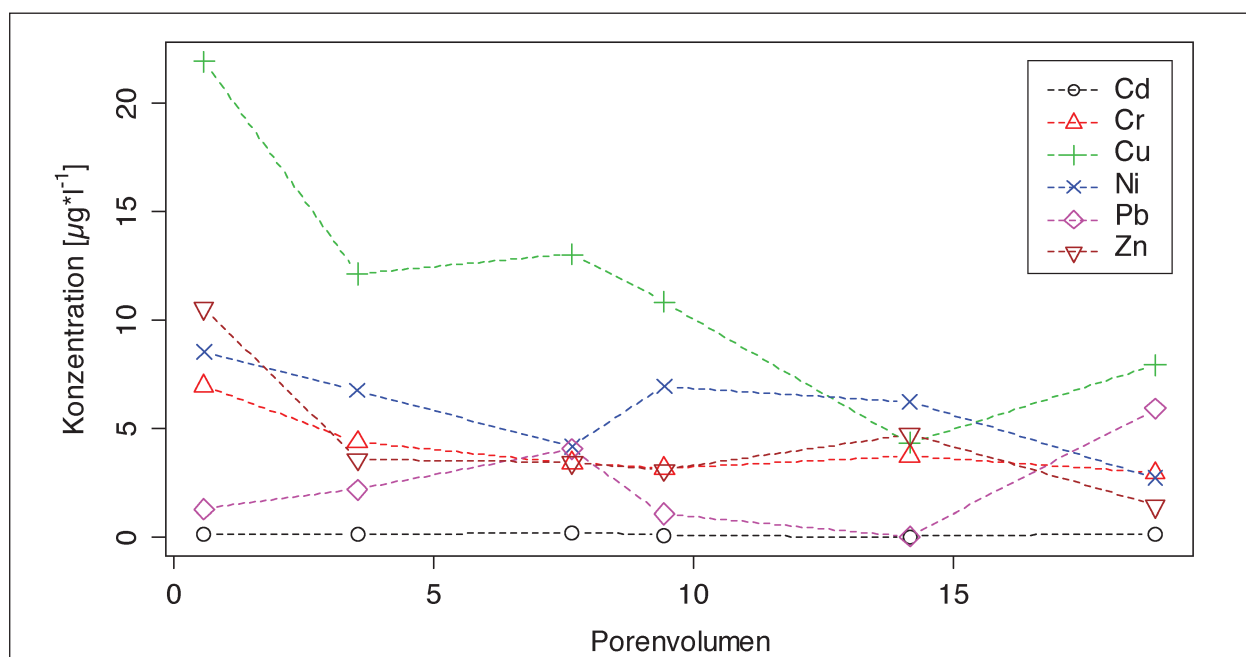


Bild 22: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante V (OB) während des Bewässerungszeitraumes

metall-desorption von der Festphase (OB) die Eluatkonzentrationen erhöht (vgl. Tabelle 9). Die Schwermetallkonzentrationen im Eluat von Variante V (OB) liegen in der gleichen Größenordnung wie die der Varianten I, III und IV (GU/GT, OB15 und OB20).

Bei Variante VI (BS) stiegen die Cu- und Zn-Konzentrationen im Eluat nach dem Austausch von 13 Porenvolumen deutlich an (Bild 23). Insbesondere die erhöhten Cu- und Zn-Konzentrationen im Zulauf (Tabelle 5) führen bei Variante VI (BS) zu einem Anstieg der Konzentrationen im Eluat.

Dies ist bei keiner der anderen Varianten zu erkennen. Das Schwermetallrückhaltevermögen von Variante VI (BS) ist vermutlich geringer als das der anderen Varianten. Bei Variante VI (BS) floss eine deutlich höhere Anzahl von Porenvolumen durch die Säule. Die Schwermetallkonzentrationen in den Eluaten von Variante VI (BS) unterschreiten die Prüfwerte der BBodSchV während des gesamten Bewässerungszeitraumes.

Bild 24 zeigt die Schwermetallkonzentrationen im Eluat von Variante VII (RC). Im Vergleich zu den Varianten bei denen kein RC-Material eingesetzt wurde, sind die Schwermetallkonzentrationen im Eluat vor allem anfänglich höher (ähnlich wie bei Variante II – OB + RC). Dies deutet darauf hin, dass die Schwermetall-desorption von der Festphase (RC) die Eluatkonzentrationen nachhaltig erhöht (vgl. Tabelle 9). Die Konzentration von Cu im Eluat

überschritten die Prüfwerte der BBodSchV dreimal, die Cr-Konzentrationen viermal. Die Konzentrationen von Cd, Ni, Pb und Zn unterschritten die Prüfwerte während des gesamten Untersuchungszeitraumes.

4.1.2 Festphasenkonzentrationen

Die Materialien der Varianten III, V und VI (OB15, OB und BS) wurden nach Beendigung des Säulenversuches aufgeschlossen (KWA). Es wurden Proben aus unterschiedlichen Schichten der Säulen entnommen und die Schwermetallkonzentrationen bestimmt.

Cadmium

In Bild 25 sind die Cd-Festphasenkonzentrationen der drei untersuchten Varianten in unterschiedlichen Tiefen dargestellt. Eine Änderung der Cd-Konzentrationen in der Tiefe ist für die Varianten III und VI (OB15 und BS) nicht zu erkennen. Bei Variante V (OB) ist die Konzentration in den obersten zwei Zentimetern etwas höher als in den darunter folgenden Schichten. Die Cd-Konzentrationen aller Varianten unterscheiden sich kaum von den ermittelten Hintergrundkonzentrationen. Dies wird auf die niedrigen Cd-Konzentrationen im künstlichen Straßenabfluss (Zulauf) zurückgeführt.

Die höchsten Konzentrationen für Cd wurden bei Variante V gemessen, die niedrigsten bei Variante

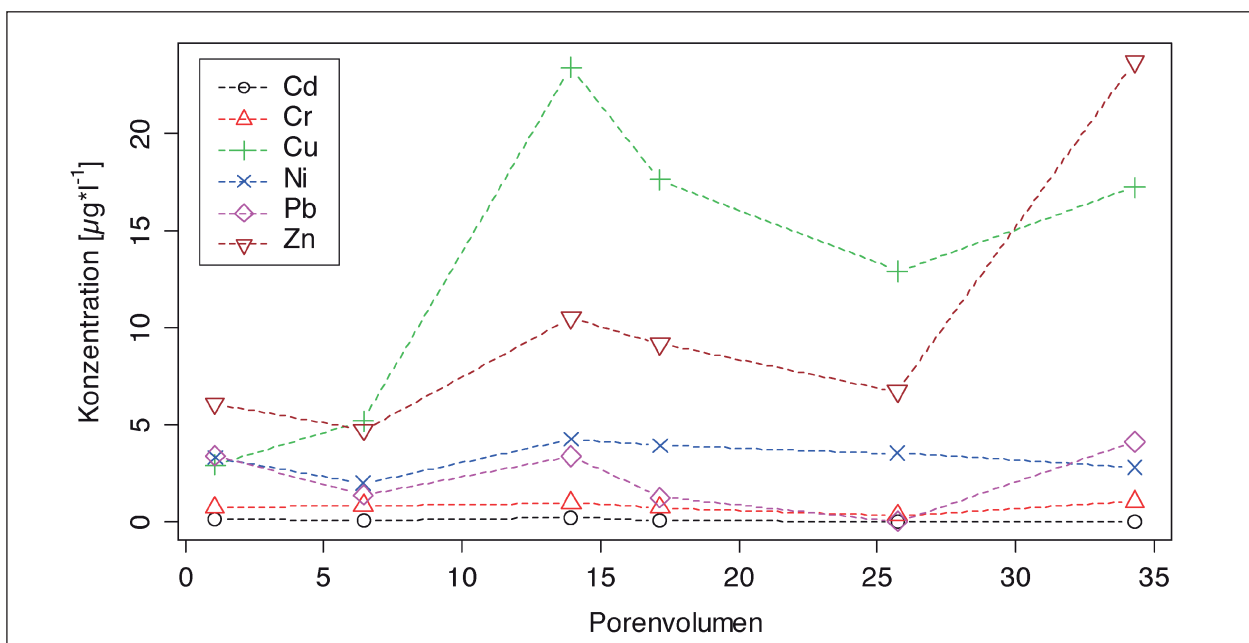


Bild 23: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante VI (BS) während des Bewässerungszeitraumes

VI (BS). Die Cd-Konzentrationen von Variante III (OB15) liegen zwischen denen von Variante V (OB) und VI (BS). Dies erscheint plausibel, da das Material von Variante III (OB15) eine Mischung der Materialien von Variante V (OB) und VI (BS) ist. Diese Konzentrationsverteilung wurde auch bei allen anderen untersuchten Elementen, mit Ausnahme von Zn, festgestellt.

Kupfer

In allen beprobten Tiefen sind die Cu-Konzentrationen von Variante III und VI (BS und OB15) gegenüber den Ausgangskonzentrationen angestiegen. In den oberen zwei Zentimetern sind die Cu-Konzentrationen deutlich erhöht (Bild 26). Dies liegt vermutlich am verstärkten physikalischen Rückhalt der

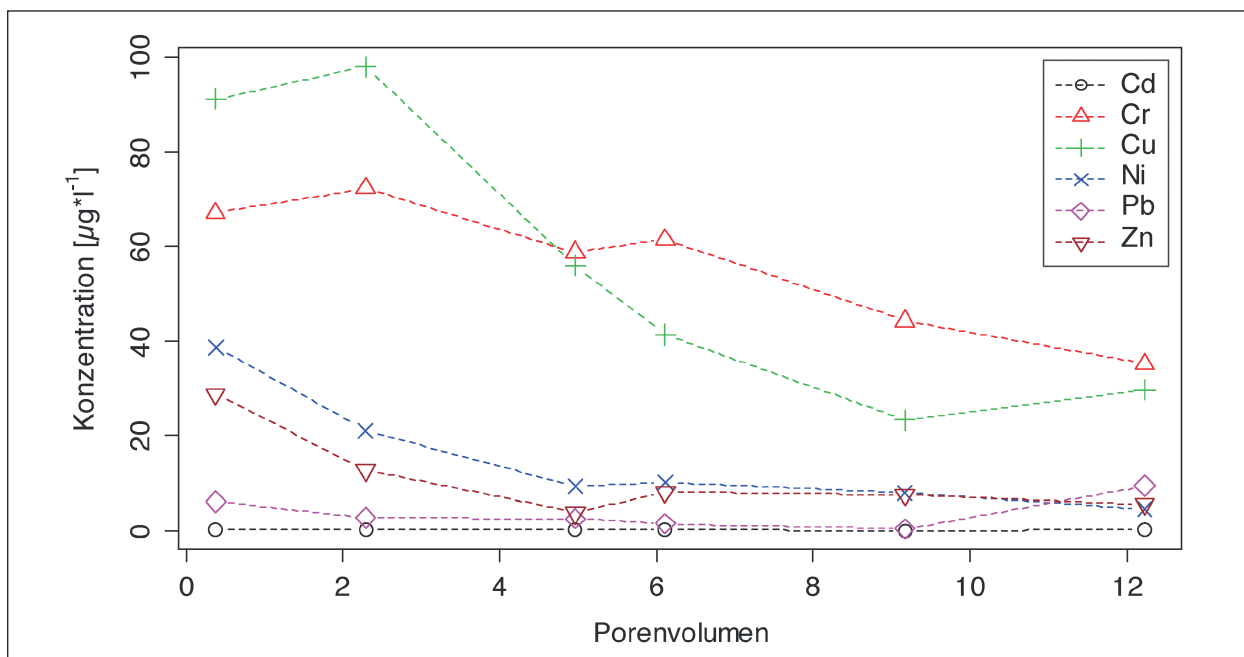


Bild 24: Schwermetallgesamtkonzentrationen in den Eluaten der Variante VII (RC) während des Bewässerungszeitraumes

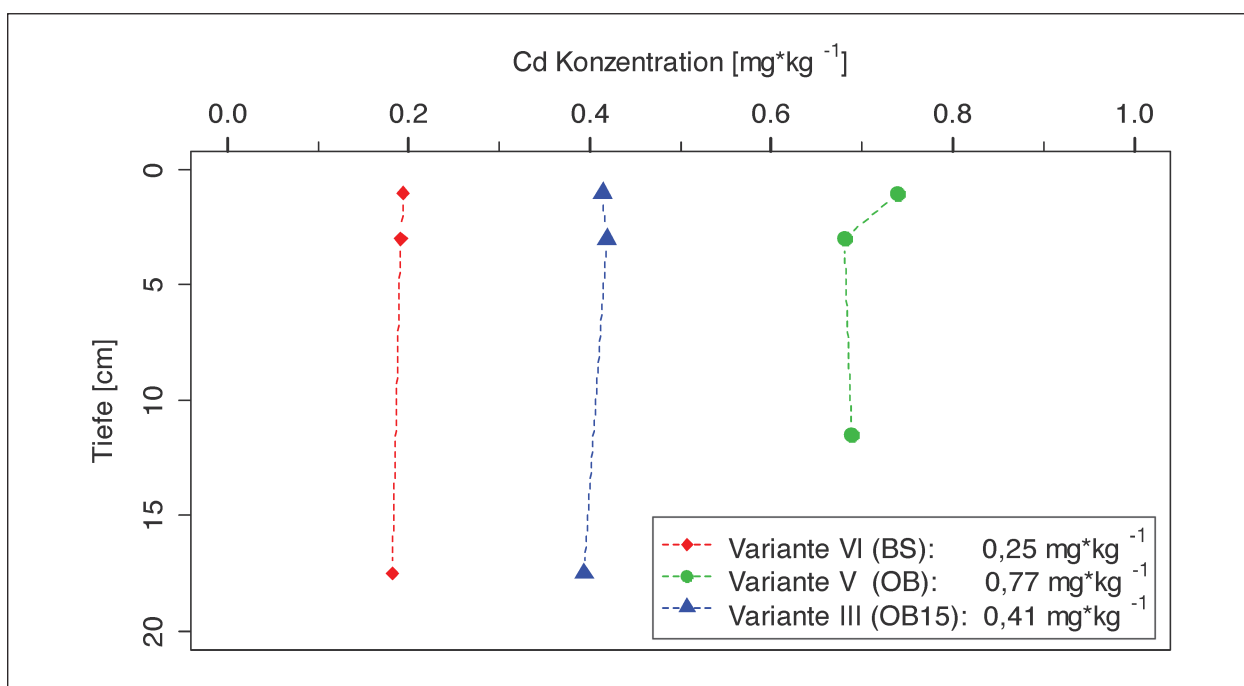


Bild 25: Feststoffkonzentration von Cadmium in verschiedenen Tiefen der Säulen nach Beendigung des Versuches. Die Konzentrationen der verwendeten Materialien vor Beginn des Versuches sind in der Legende aufgeführt

partikulär gebundenen Schwermetalle durch die organische Bodensubstanz. Die Cu-Konzentration von Variante V (OB) nimmt in 2-4 cm Tiefe ab und in einer Tiefe von 8-13 cm wieder zu.

Diese Schwankungen könnten durch die Heterogenität im Ausgangsmaterial (OB) und/oder durch die Verlagerung von Cu mittels DOM verursacht worden sein. Die Pb- und Zn-Konzentrationen von Variante V (OB) zeigen einen ähnlichen Verlauf (Bilder 27 und 28).

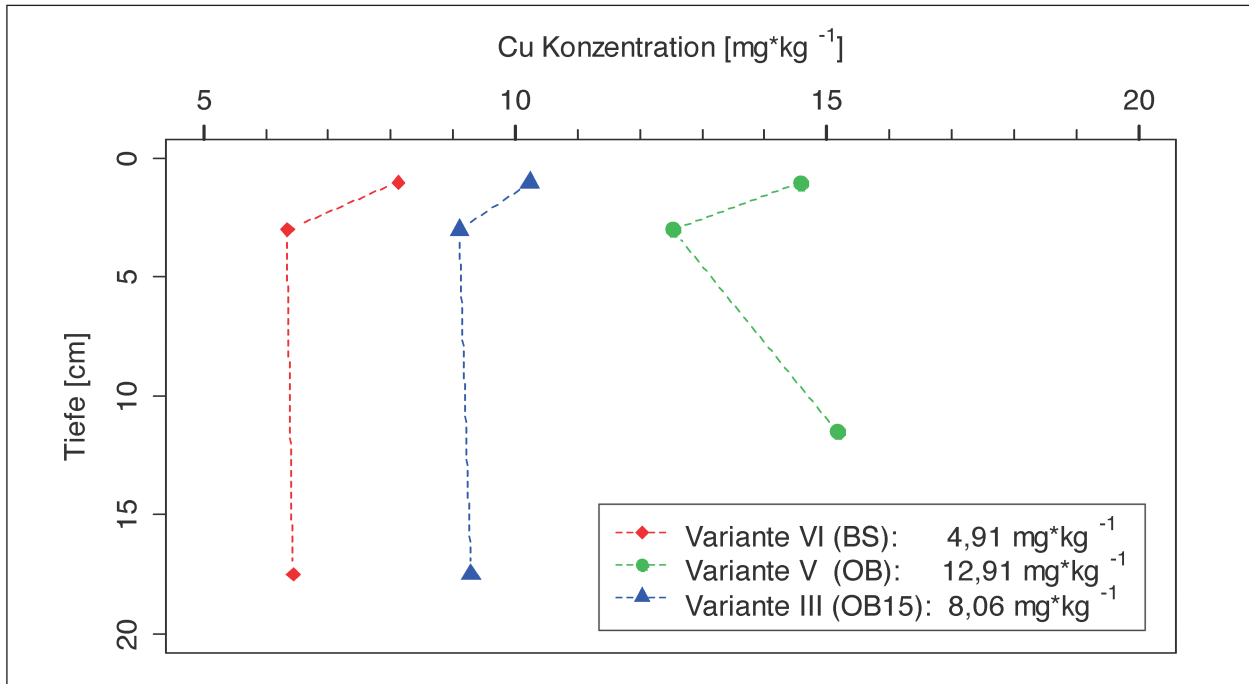


Bild 26: Feststoffkonzentration von Kupfer in verschiedenen Tiefen der Säulen nach Beendigung des Versuches. Die Konzentrationen der verwendeten Materialien vor Beginn des Versuches sind in der Legende aufgeführt

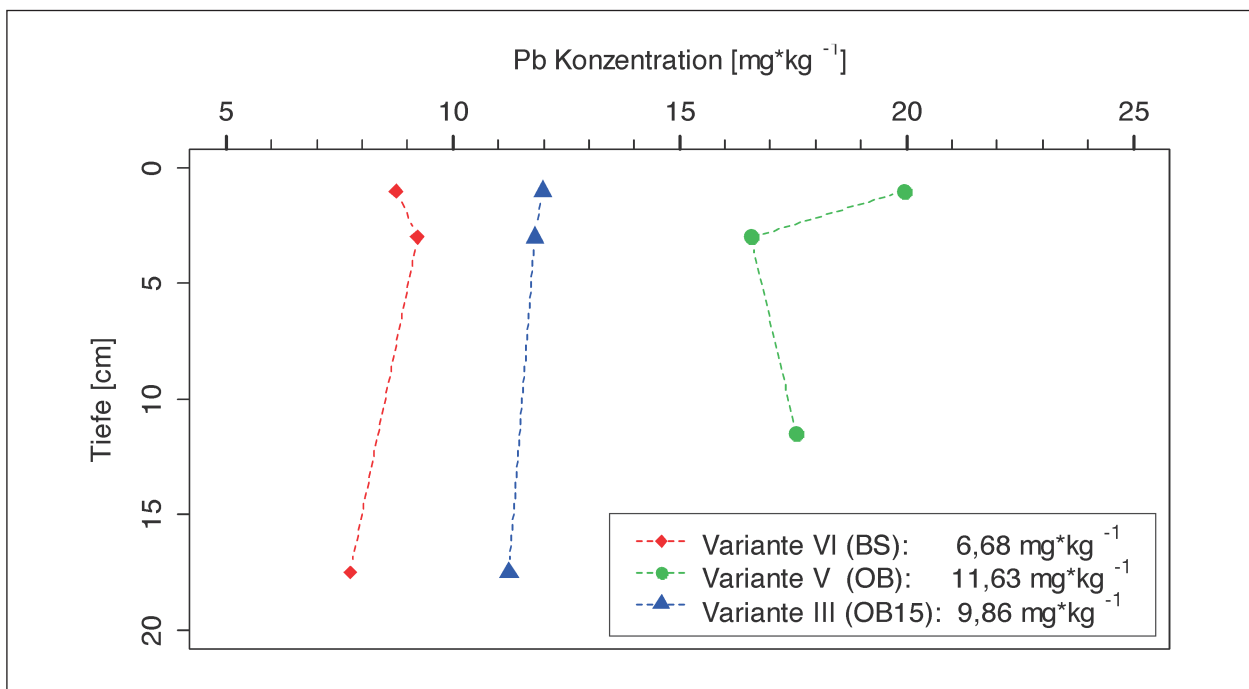


Bild 27: Feststoffkonzentration von Blei in verschiedenen Tiefen der Säulen nach Beendigung des Versuches. Die Konzentrationen der verwendeten Materialien vor Beginn des Versuches sind in der Legende aufgeführt

Blei

In Bild 27 sind die Pb-Konzentrationen der untersuchten Varianten in verschiedenen Beprobungstiefen dargestellt. Bei allen Varianten wurde eine Zunahme der Pb-Konzentration im Vergleich zur Hintergrundkonzentration festgestellt. Über das gesamte Profil betrachtet nimmt die Pb-Konzentration bei den Varianten III und VI (OB15 und BS) leicht ab. Bei Variante V (OB) nimmt die Pb-Konzentration unterhalb der obersten zwei Zentimetern stärker ab. Eine Pb-Akkumulation in den obersten Zentimetern erfolgte demnach nur bei dieser Variante. Dies könnte an dem vergleichsweise hohen C_{org} -Gehalt des Materials von Variante V (OB) liegen.

Zink

Die Zn-Konzentrationen von Variante III (OB15) sind deutlich höher (Bild 28) als von Variante V (OB) und VI (BS). Sie sind ca. doppelt so hoch wie die ermittelte Hintergrundkonzentration. Vermutlich wurde das Material bei dem Einbau in die Säule mit Zn kontaminiert. Dennoch nehmen die Zn-Konzentrationen über die Säulentiefe leicht ab. Die hohen Festphasenkonzentrationen von Variante III (OB15) sind auch die Ursache für die erhöhten Eluatkonzentrationen (Bild 20).

Im Vergleich zur Hintergrundkonzentration nehmen die Zn-Konzentrationen von Variante VI (BS) in allen Tiefen zu. In den oberen zwei Zentimetern sind die Konzentrationen etwas höher als im Tiefenabschnitt 2-4 cm bzw. 20 cm. Bei Variante V (OB) nehmen die Konzentrationen im Vergleich zur Hintergrundkonzentration nicht zu. In den oberen 4 cm nimmt die Zn-Konzentration leicht ab.

4.1.3 Zusammenfassung Säulenversuch

Die pH-Werte der Sickerwässer liegen alle im alkalischen Bereich. Eine Mobilisierung von Schwermetallen durch sinkende pH-Werte ist nicht aufgetreten. Die Schwermetalle die mit dem künstlichen Straßenabfluss auf die Säulen gegeben wurden, sind von allen Materialien ausreichend zurückgehalten worden. Im Eluat der Varianten II, III und VII (OB + RC, OB15 und RC) wurden zwar einzelne Prüfwertüberschreitungen gemessen, dies wurde jedoch vermutlich durch Schwermetall-desorption von der Festphase (Variante II (OB+RC) und VII (RC)) bzw. durch Kontamination des Ausgangsmaterials (Variante III (OB15)) verursacht.

Ein eindeutiger Anstieg der Cu- und Zn-Konzentrationen konnte nur bei Variante VI (BS) festgestellt werden. Dies könnte an dem geringen Feinbodenanteil und niedrigem C_{org} -Gehalt des Mate-

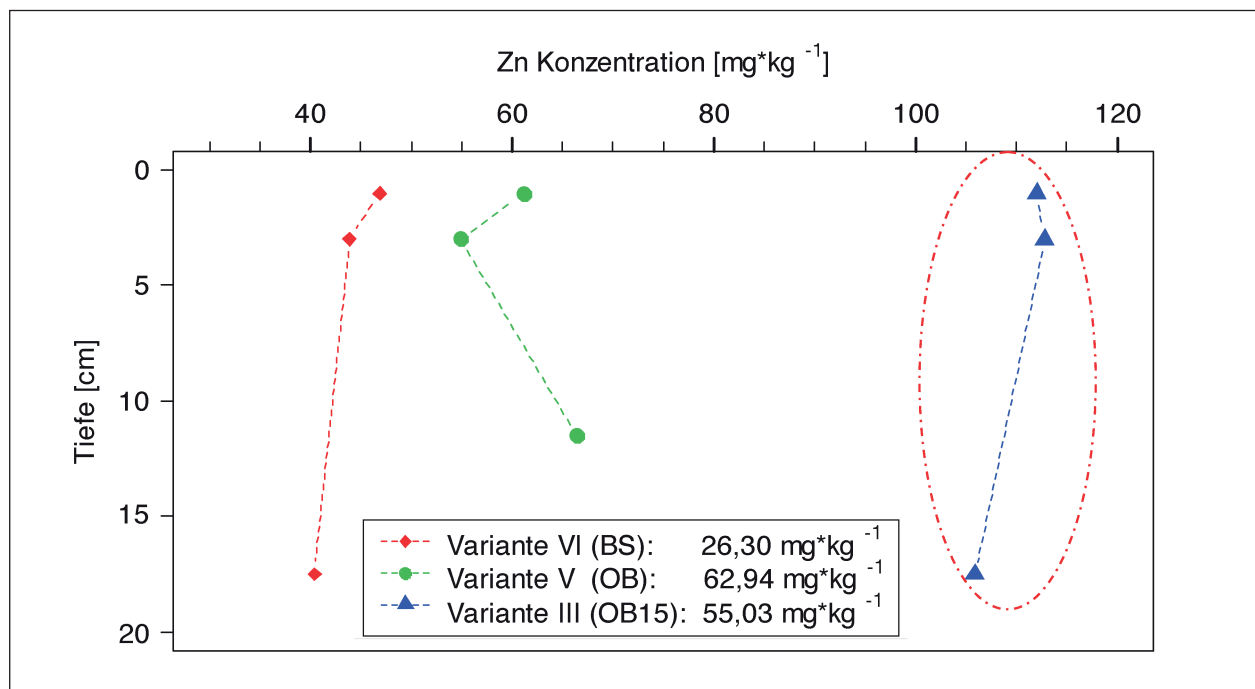


Bild 28: Feststoffkonzentration von Zink in verschiedenen Tiefen der Säulen nach Beendigung des Versuches. Die Konzentrationen der verwendeten Materialien vor Beginn des Versuches sind in der Legende aufgeführt

rials liegen. Darüber hinaus wurden bei dieser Variante die meisten Porenvolumen ausgetauscht. Dies könnte zu einer nachlassenden Sorptionsfähigkeit des Materials geführt haben. Die Festphasenkonzentrationen sind durch die Versickerung von künstlichem Straßenabfluss zum Teil deutlich angestiegen. Dies hatte keine Auswirkungen auf die Lösungskonzentrationen im Sickerwasser.

Ein partikulärer Schwermetalltransport fand bei keiner Variante statt. Die gelösten Schwermetalle wurden nahezu vollständig zurückgehalten. Zu anfänglichen Überschreitungen der Prüfwerte für Sickerwasser der BBodSchV kam es durch Schwermetall-desorption von Cr und Cu aus der Festphase des RC Baustoffes (first flush). Die Konzentrationen gingen jedoch im weiteren Untersuchungszeitraum stark zurück. Nach dem Austausch von sechs Porenvolumen lagen die Konzentrationen immer unterhalb der Prüfwerte.

Aufgrund der Ergebnisse des Säulenversuches und einer Diskussion des forschungsbegleitenden Betreuerkreises wurde festgelegt, die Varianten III, V und VI (OB15, OB und BS) im Feldversuch genauer zu untersuchen.

4.2 Adsorptionsisothermen

Um die Verlagerung von Schwermetallen mit dem Sickerwasser zu prognostizieren werden bodenspezifische Daten über das Adsorptionsvermögen der Bankettmaterialien benötigt. Die ermittelten Sorptionsdaten wurden dem Funktionstyp der Freund-

lichisotherme (Kapitel 3.2.3) angepasst. Die Bilder 29-32 zeigen die nach Freundlich angepassten Adsorptionsisothermen von OB, OB15 und BS. Die Gleichungen der Isothermen sowie das Bestimmtheitsmaß (R^2) sind ebenfalls dargestellt.

Das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Isothermen liegt bei allen untersuchten Elementen und Materialien bei über 90. Der Freundlich-Koeffizient K_f ist beim OB für alle Schwermetalle am größten und beim BS am geringsten. Der Freundlich-Exponent n ist, mit Ausnahme von Zn, ebenfalls beim OB am größten. Insgesamt sind die Freundlich-Exponenten der Materialien sehr ähnlich. Für die untersuchten Schwermetalle ist das Adsorptionsvermögen des OB folglich am höchsten. Dies kann durch den höheren C_{org} -Gehalt und den höheren Feinanteil des OB erklärt werden. Die größere spezifische Oberfläche verbessert den Schwermetallrückhalt im Boden (ALLOWAY, 1997). Der Vergleich der Schwermetalle untereinander zeigt, dass der Rückhalt in der Reihenfolge $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+} > Cd^{2+}$ abnimmt. Dies entspricht der bekannten Sorptionsreihenfolge von Schwermetallen im Boden.

4.3 Lysimeterstation

4.3.1 Materialeigenschaften

Die Schwermetallkonzentrationen (Hintergrundkonzentrationen) der für den Feldversuch verwendeten Materialien sind in Tabelle 13 aufgeführt. Das BS Material weist für Cu, Pb und Zn die niedrigsten Konzentrationen auf, der OB die höchsten. Die

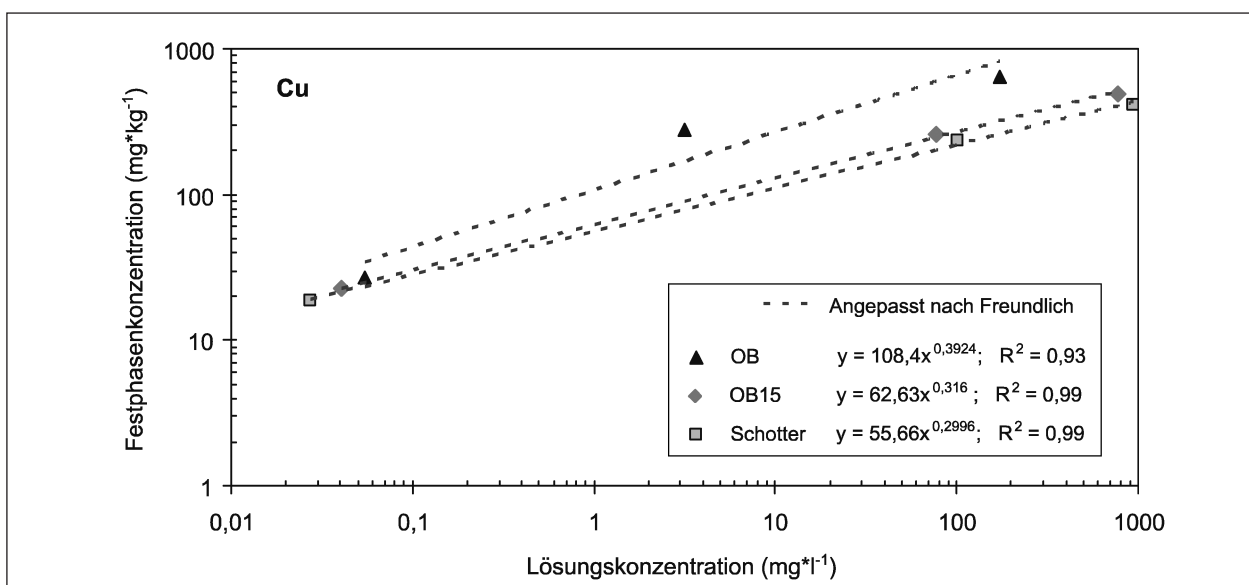


Bild 29: Gemessene Adsorptionsisothermen der Bankettmaterialien für Cu und Anpassung nach Freundlich < 2 mm

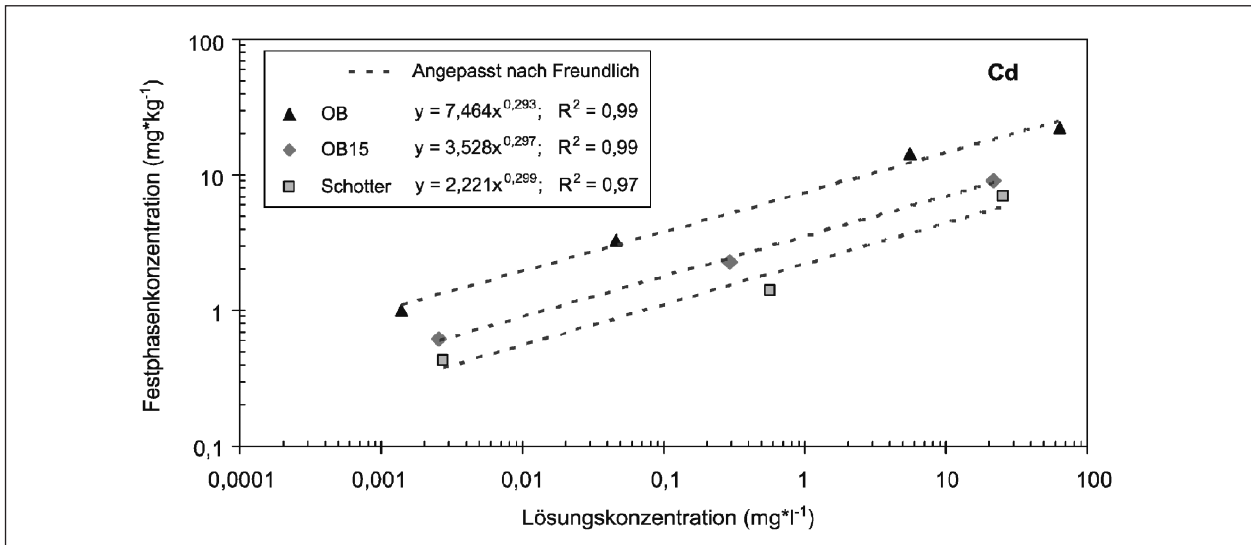


Bild 30: Gemessene Adsorptionsisothermen der Bankettmaterialien für Cd und Anpassung nach Freundlich < 2 mm

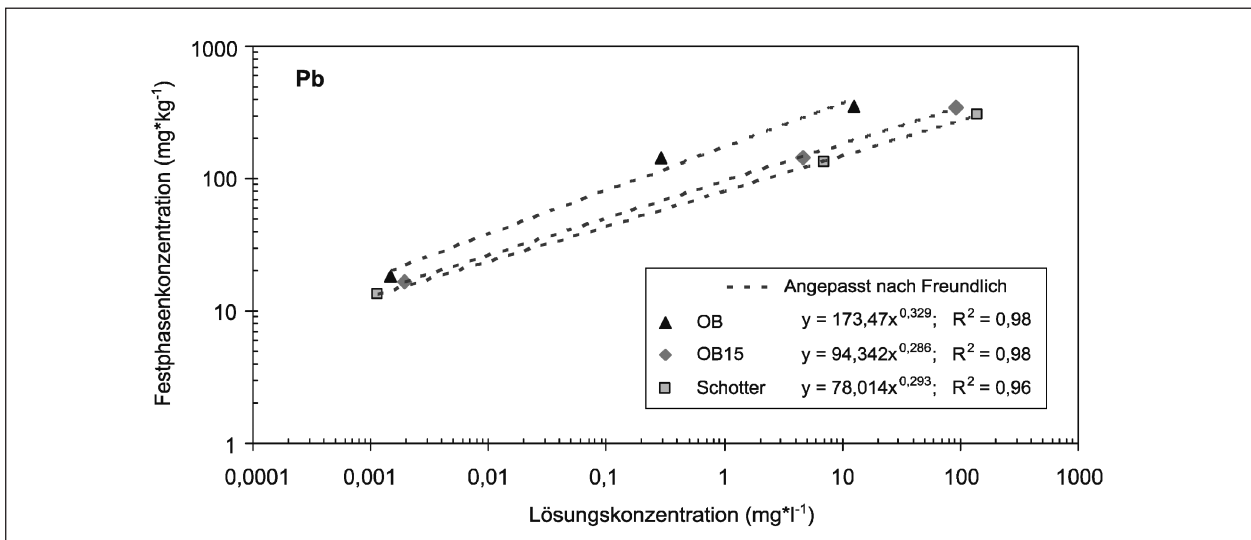


Bild 31: Gemessene Adsorptionsisothermen der Bankettmaterialien für Pb und Anpassung nach Freundlich für die Fraktion < 2 mm

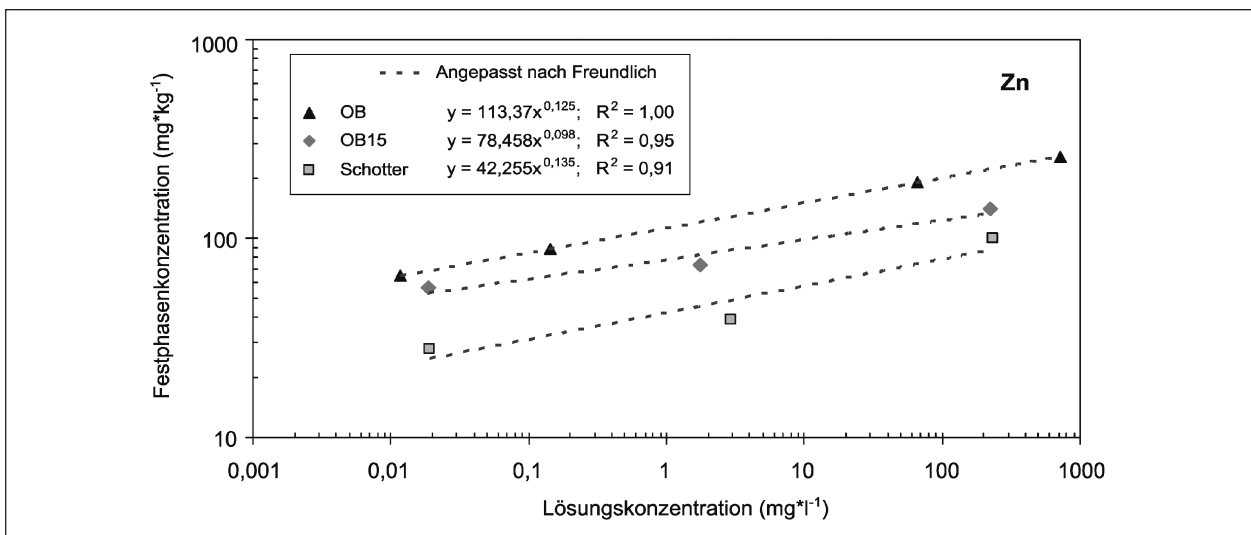


Bild 32: Gemessene Adsorptionsisothermen der Bankettmaterialien für Zn und Anpassung nach Freundlich < 2 mm

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn | pH | C _{org} | CaCO ₃ |
|------|---------------------|-----|----|-----|----|----|------|------------------|-------------------|
| | mg*kg ⁻¹ | | | | | | | M % | |
| BS | < 0,2 | < 5 | 5 | 5 | 5 | 19 | 7,67 | 0,13 | 0,52 |
| OB | < 0,2 | < 5 | 20 | < 5 | 25 | 33 | 7,57 | 0,88 | 0,01 |
| OB15 | < 0,2 | < 5 | 11 | 6 | 13 | 30 | 7,63 | 0,40 | 0,37 |

Tab. 13: Schwermetallkonzentrationen der im Feldversuch verwendeten Materialien nach KWA sowie CaCO₃-, C_{org}-, und pH-Werte

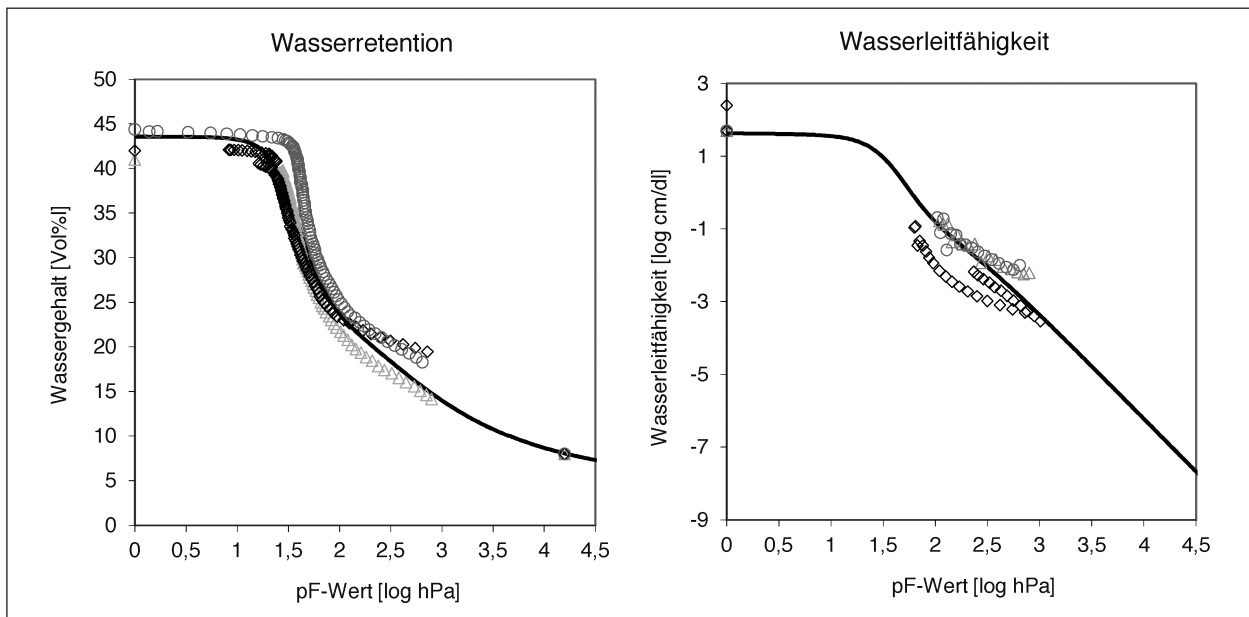


Bild 33: Daten der Wasserretentions- und Wasserleitfähigkeitsfunktion des OB mit der Anpassung nach DURNER (1994) bzw. PRIESACK & DURNER (2006). Die drei unterschiedlichen Symbole bzw. Grautöne stellen die Wiederholungen dar

höchste Ni-Konzentration weist das OB15-Material auf, die niedrigste das OB-Material. Cd und Cr liegen bei allen Materialien unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Konzentrationen unterscheiden sich etwas von den im Säulenversuch verwendeten Materialien.

Dies liegt vermutlich an der Probenahme (direkt aus dem eingebauten Bankett/Baustoffvorrat Baustelle) und der Probenaufbereitung (entmischen und mischen beim Säulenversuch). Die pH-Werte aller Materialien liegen deutlich oberhalb des neutralen Bereiches. Der C_{org}-Gehalt ist bei dem OB am höchsten, insgesamt jedoch sehr gering.

Die Ergebnisse der Wasserretentions- und Wasserleitfähigkeitsmessungen sind in Bild 33 dargestellt. Es erfolgte eine bimodale Anpassung der Retentionsfunktion nach DURNER (1994) gekoppelt mit der Mualem-Leitfähigkeitsfunktion nach PRIESACK & DURNER (2006). Die Modelle ermöglichen eine gute Anpassung der Messdaten. Für die nachfol-

gende Modellierung waren darüber hinaus die Parameter der hydraulischen Funktionen notwendig (Tabelle 7).

In Bild 34 sind die Sieblinien der in den Bankettlysometern eingebauten Materialien dargestellt. Die Sieblinien des OB15 und BS entsprechen der für den Bankettaufbau geltenden den Vorgaben der ZTV E-StB für standfeste Bankette. Nach DIN 18196 können diese Materialien den Bodengruppen GU bzw. GW zugeordnet werden, der OB entspricht nach KA5 (Bodenkundliche Kartieranleitung) der Bodenart Su2.

4.3.2 Klima

Die von der Klimastation an der Messstelle aufgezeichneten Parameter (Niederschlag, Luftfeuchte, Lufttemperatur und potenzielle Verdunstung) sind für den Zeitraum Nov. 2012 – Nov. 2014 in Bild 35 dargestellt.

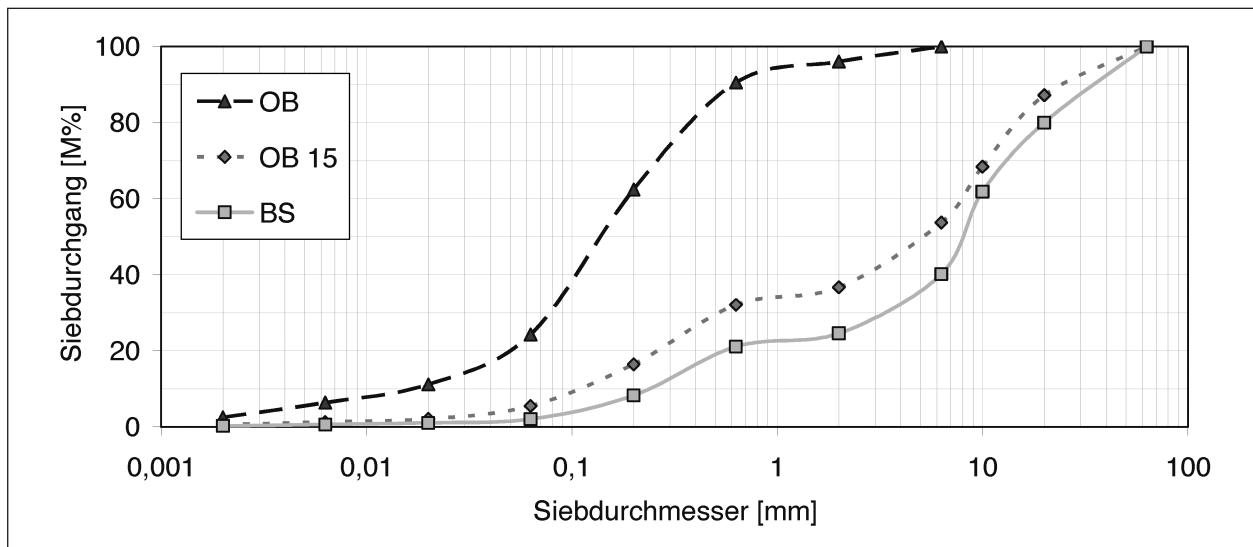


Bild 34: Sieblinien der in den Bankettlysometern eingebauten Materialien

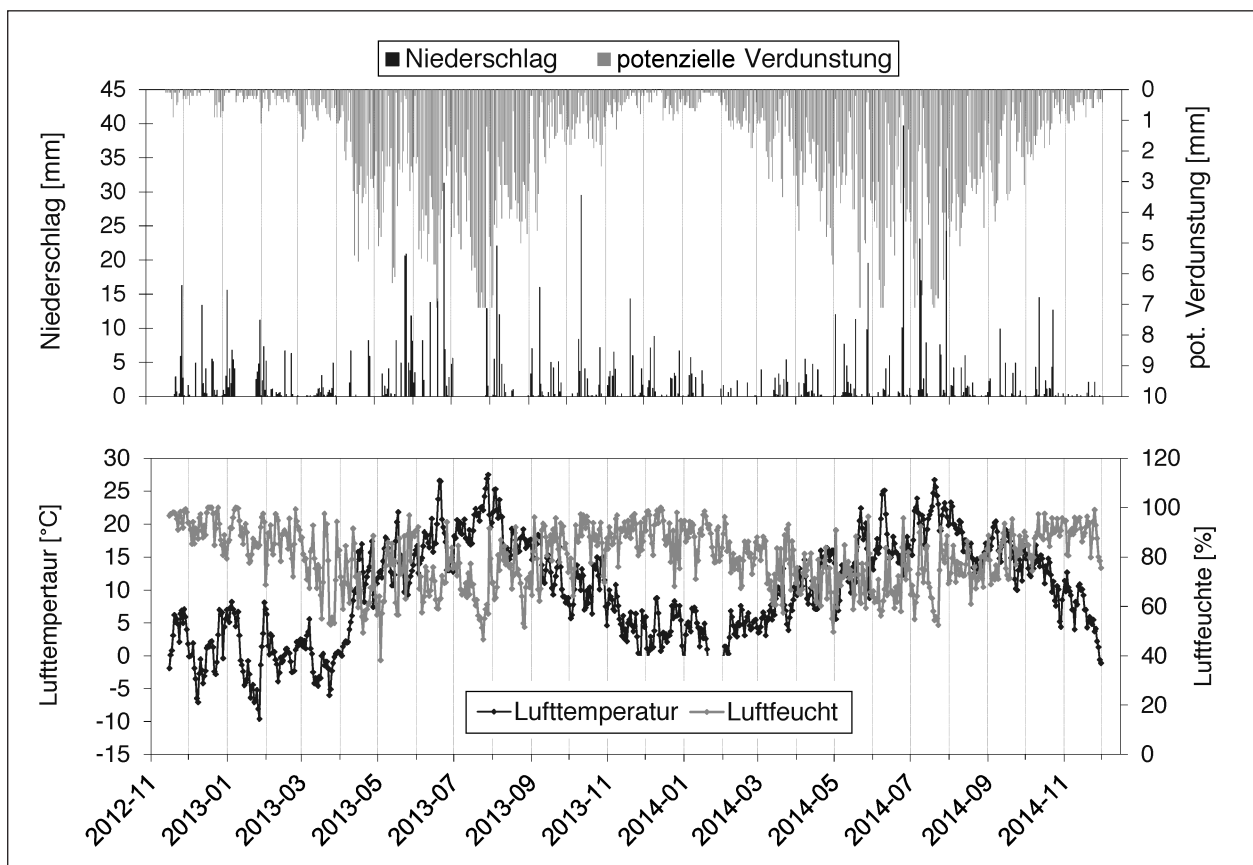


Bild 35: Klimadaten an der Messstelle während des Beprobungszeitraumes (11.2012 – 11.2014)

4.3.3 Bodenfeuchte und Temperatur

Die Bodentemperaturen der Bankettlysimeter (in 10 cm Tiefe) verlaufen nahezu identisch und zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der Lufttemperatur (Bild 36).

Die Bodenwassergehalte der Bankettlysimeter OB15 und BS verlaufen ähnlich und sind meistens niedriger als die des OB-Lysimeters (Bild 36). Nach größeren Niederschlagsereignissen ist in allen drei Bankettlysimetern ein Anstieg des Bodenwassergehaltes zu erkennen.

Der OB kann aufgrund des größeren Porenvolumens insgesamt deutlich mehr Wasser speichern als der OB15 und der BS. Im Juli und August 2013 führten die hohe Verdunstung und die geringen Niederschlagsmengen zu einer deutlichen Abnahme des Bodenwassergehaltes aller Bankettlysimeter auf $< 7\%$.

Zu diesem Zeitpunkt wiesen die drei unterschiedlichen Bankettmaterialien ähnliche Wassergehalte auf. Das schnelle Ansteigen bzw. Abfallen der

Bodenfeuchte in den Wintermonaten von 2012/2013 und 2013/2014 ist ein messtechnisches Artefakt. Bei sehr niedrigen Temperaturen (Lufttemperatur < 0) messen die Feuchtesensoren fehlerhafte (zu niedrige) Wassergehalte.

4.3.4 Abflussgeschehen Lysimeter

In Bild 37 sind die Abflusssummen der drei Leerlysimeter sowie die gesamte Niederschlagsmenge des bisherigen Versuchszeitraumes (15.11.2012 – 31.11.2014) dargestellt.

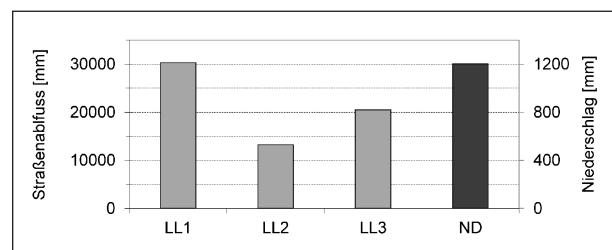


Bild 37: Gesamtabflüsse der drei Leerlysimeter und Niederschlag im bisherigen Versuchszeitraum

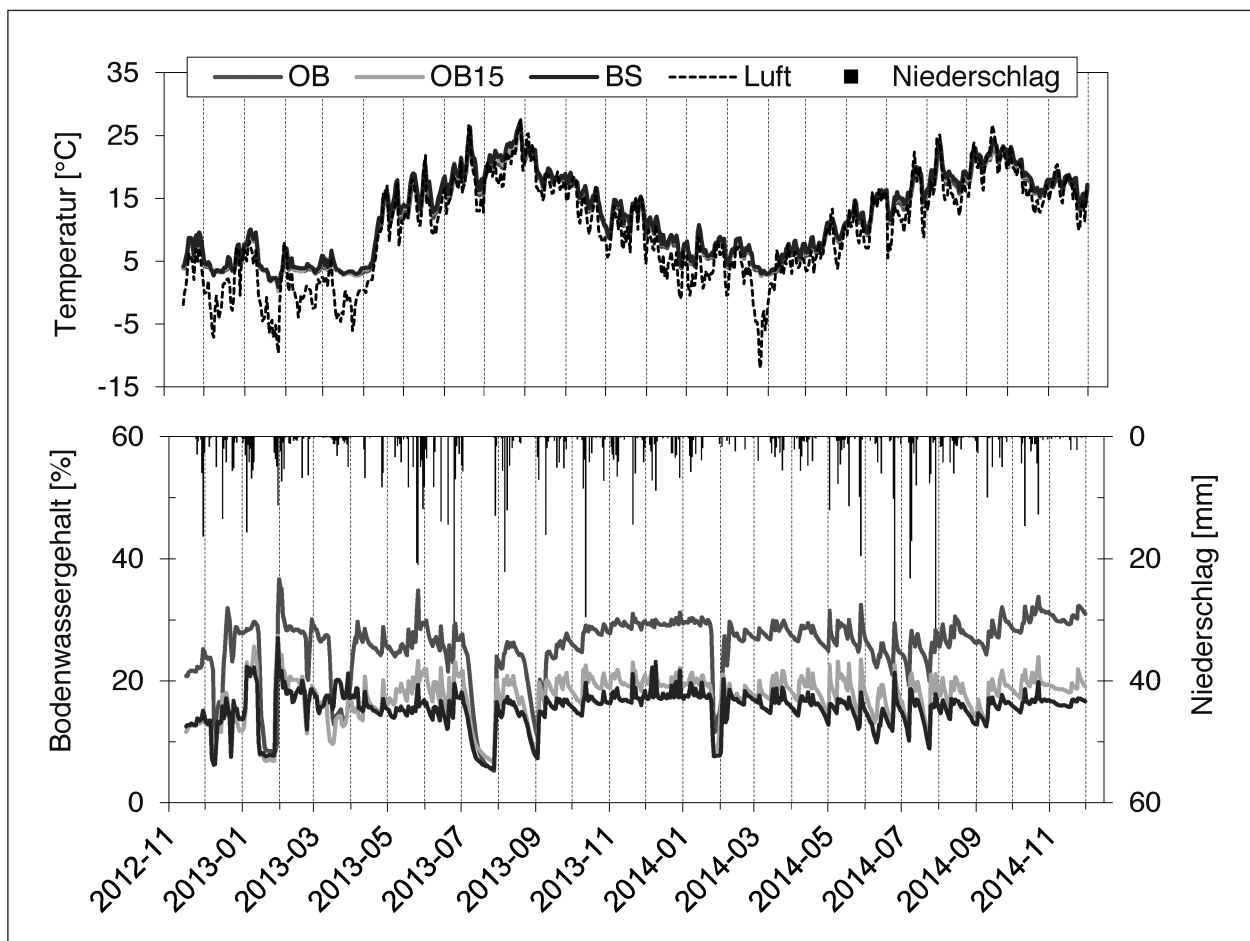


Bild 36: Verlauf der Temperaturen und Wassergehalte in den Bankettlysimetern (11.2012 – 11.2014)

Die ca. 1.200 mm Gesamtniederschlag entsprechen bei einem theoretischen Einzugsgebiet von ca. 16 m² je Lysimeter und einem Abflussbeiwert von 0,7 einem Abfluss von 13.880 mm. Das Leerlysimeter LL2 weist ungefähr diese Menge auf, LL1 und LL3 zeigen deutlich höhere Abflüsse. Das Leerlysimeter LL3 liegt an einer Betonfuge, die sehr wahrscheinlich erhöhte Abflüsse verursacht. Bei Leerlysimeter LL1 könnten Unregelmäßigkeiten in der Fahrbahn die Ursache für den erhöhten Abfluss sein. Die Fahrbahn ist in Fahrtrichtung leicht längs geneigt (ca. 1 %), weshalb sich die Einzugsgebiete vermutlich verschoben haben. Zudem können Zuläufe der angrenzenden Bankettschälungskanten die Zuflussmengen deutlich erhöhen. Das Anlegen einer Entwässerungsrinne vor LL1 am 17.10.2013 hatte keinerlei erkennbare Auswirkung auf die Abflussmengen (Bild 14).

Betrachtet man die monatlichen Abflüsse der Leerlysimeter (Bild 38) ist zu erkennen, dass Leerlysimeter LL2 auch in monatlicher Auflösung den geringsten Abfluss aufweist (ausgenommen Dez. 2012 und Dez. – Jan. 2013/2014). Die höchsten monatlichen Abflüsse (ca. 5.000 mm) wurden bei Leerlysimeter LL1 im Nov. 2013 gemessen.

Das Verhältnis der Abflussmengen der Leerlysimeterabflüssen ändert sich monatlich. Die Ursachen dafür sind vermutlich unterschiedliche Witterungsbedingungen, wie z. B. Niederschlagsintensität und -dauer oder Schneeschmelze. Auch die um die Leerlysimeter wachsende Vegetation sowie Instandhaltungsarbeiten am Bankett (z. B. mähen)

beeinflussen das Abflussgeschehen am Straßenrand. Systematische Unterschiede im Abflussverhalten der Leerlysimeter konnten daher nicht abgeleitet werden.

Bild 39 zeigt die Abflusssummen der drei Bankettlysimeter sowie die mittlere Abflussmenge der drei Leerlysimeter und die potenzielle Verdunstung (PET) des bisherigen Versuchszeitraumes (15.11.2012 – 30.11.2014). Der Gesamtabfluss der Bankettlysimeter entspricht etwa 30-40 % der Abflussmenge der Leerlysimeter. Zieht man die PET von ca. 1.400 mm von der Abflussmenge der Leerlysimeter ab, (dort findet im Vergleich zu den Bankettlysimetern kaum Verdunstung statt) zeigen sich immer noch große Unterschiede. Die Ursache dafür liegt vermutlich in unterschiedlichen, sich ändernden Einzugsgebieten der Lysimeter (s. o.), durch die Bankettlysimeter nicht erfassbaren Oberflächenabflüsse bei Starkniederschlägen sowie

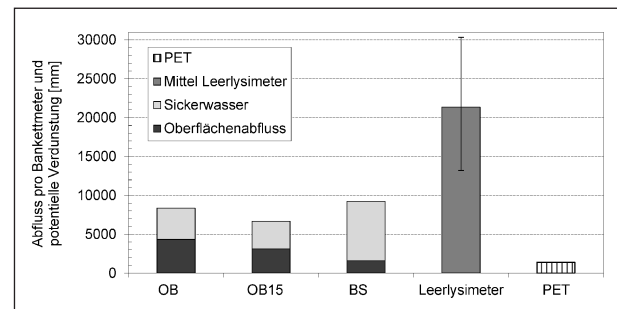


Bild 39: Gesamtabfluss (Sickerwasser = Zwischenabfluss + Versickerung) der drei Bankettlysimeter und mittlere Abflussmenge der Leerlysimeter vom 15.11.2012 – 30.11.2014

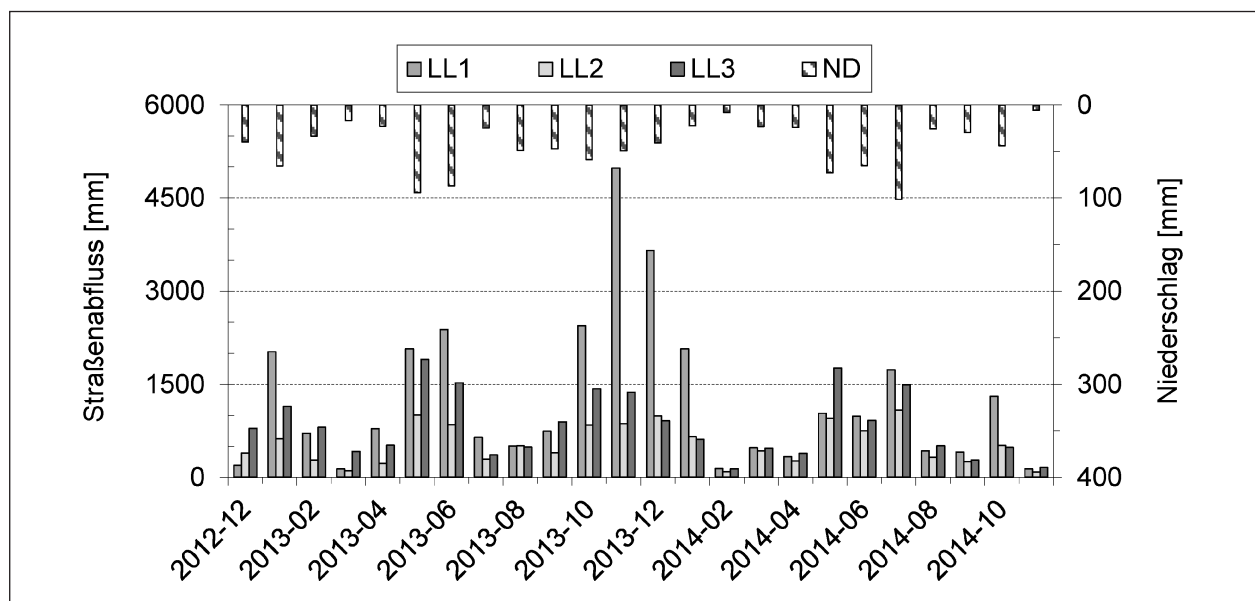


Bild 38: Monatlicher Niederschlag und Abfluss der drei Leerlysimeter ab Dezember 2012

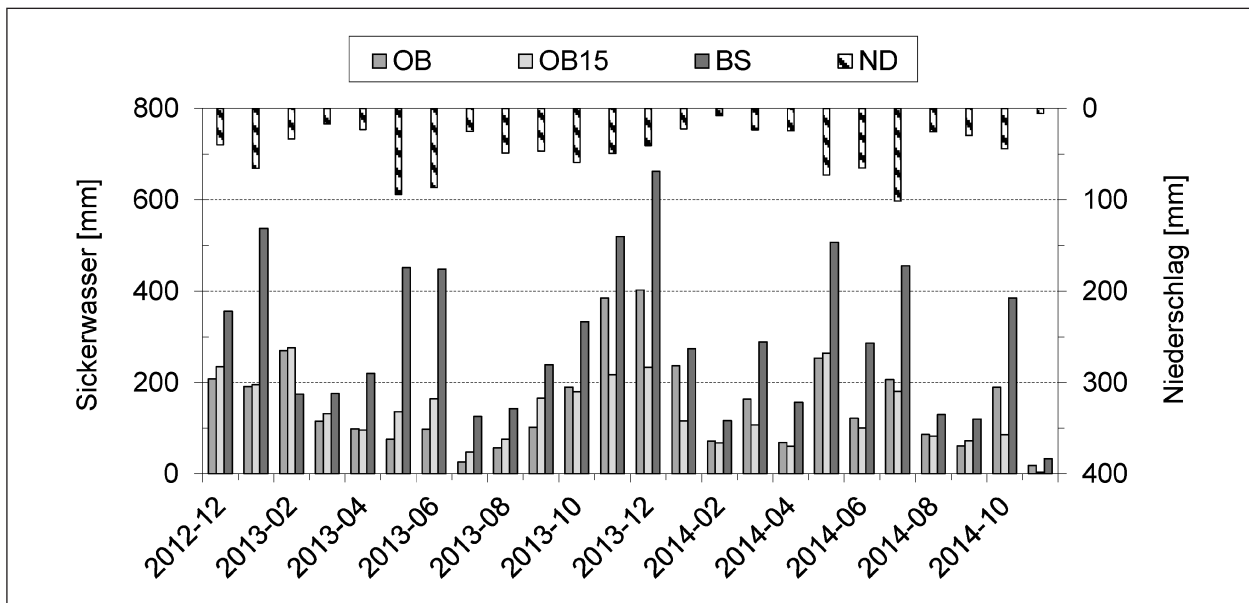


Bild 40: Monatliche Versickerung der Bankettlysimeter und Niederschlag ab Dez. 2012

durch temporär beschädigte Fugen zwischen der Fahrbahnkante und den Lysimetern.

Insgesamt unterscheiden sich die Abflussmengen der Bankettlysimeter deutlich weniger als die der Leerlysimeter, was darauf schließen lässt, dass sich auch die Zulaufmengen nicht stark unterscheiden. Dennoch führen die Zulaufmengen zu unterschiedlichen Schwermetallfrachten, was den Vergleich der drei Bankettlysimeter erschwert. Die Zulaufmengen sind jedoch im Vergleich zu den unterschiedlichen Infiltrationsraten von untergeordneter Bedeutung für den Schwermetallrückhalt der Bankettmaterialien.

Die Summen der Oberflächenabflüsse der Bankettlysimeter während des Versuchszeitraumes liegen zwischen 1.580 mm (BS) und 4.300 mm (OB). Die Abflussmengen von Versickerung und Zwischenabfluss der einzelnen Bankettlysimeter wurden in Bild 39 zur Kategorie Sickerwasser zusammengefasst. Die Sickerwassermengen der Bankettlysimeter OB und OB15 liegen in einer Größenordnung (4.000 mm bzw. 3.550 mm), während das Bankettlysimeter BS eine deutlich höhere Sickerwassermenge aufweist (7.650 mm). Das Verhältnis von Sickerwassermenge zu Oberflächenabfluss liegt für das OB-Lysimeter bei 0,93, für das OB15-Lysimeter bei 1,1 und für das BS-Lysimeter bei 4,8. Dies zeigt, dass die Körnung des BS eine schnelle Infiltration des Straßenabflusses begünstigt. Dies wiederum führt zu einer erhöhten Grundwasserneubildung unterhalb des BS. An der Lysimeteranlage betrug die Grundwasserneubildung beim BS ca. 4.000 mm pro

Jahr, beim OB15 und OB betrug sie lediglich ca. 2.000 mm pro Jahr.

Die monatlichen Sickerwassermengen der Bankettlysimeter sind in Bild 40 dargestellt. Das BS-Lysimeter zeigt sowohl in den Sommermonaten als auch in den Wintermonaten die höchste monatliche Versickerung. Die geringeren Werte im Februar 2013 wurden durch eine fehlerhafte Einstellung der Kippwaage verursacht. Die reale Versickerung war vermutlich deutlich höher. Das Porenvolumen des BS Lysimeters ist gegenüber dem OB und OB15 deutlich geringer. Somit kann das Bankettmaterial weniger Wasser speichern. Dies lässt sich auch durch die geringeren Wassergehalte des oberen Bankettbereiches nachvollziehen (Bild 36). Die Sickerwassermengen des OB- und OB15-Lysimeters sind bis Apr. 2013 vergleichbar, wobei das OB-Lysimeter etwas geringere Werte aufweist. Von Mai bis September 2013 nimmt der Unterschied zwischen den Sickerwassermengen von Lysimeter OB15 und Lysimeter OB zu.

Der Grund dafür ist die höhere potenzielle Verdunstung, die ab Mitte April 2013 deutlich ansteigt (Bild 35). Durch den höheren Bodenwassergehalt ist der OB in der Lage mehr Wasser zu verdunsten als der OB15 bzw. der BS. Ab Oktober 2013 dreht sich dieses Verhältnis wieder um. Die Zwischenabflüsse und Oberflächenabflüsse der Bankettlysimeter sind in Bild 65 und Bild 66 im Anhang dargestellt.

4.3.5 Elektrische Leitfähigkeiten und pH-Werte der Straßen- und Lysimeterabflüsse

Die elektrischen Leitfähigkeiten der Leerlysimeterabflüsse haben dieselbe zeitliche Dynamik und liegen in einer ähnlichen Größenordnung (Bild 41). Über den Messzeitraum betrachtet schwanken die Werte erheblich. In den Wintermonaten sind die Leitfähigkeiten durch den Einsatz von Tausalz deutlich erhöht (bis zu $43 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). KOCHER (2005) hat im Winter 2005/2006 an der A 61 ähnlich hohe Leitfähigkeiten ($20 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) im Straßenabfluss gemessen. Insgesamt wurden auf dem Autobahnabschnitt der Lysimeterstation von Dezember 2012 bis April 2013 ca. $3,1 \text{ kg}$ Tausalz pro m^2 ausgebracht. Im vergleichsweise milden Winter 2014 waren es lediglich $1,2 \text{ kg}$ pro m^2 .

Die pH-Werte der Abflüsse liegen ebenfalls in einer ähnlichen Größenordnung und zeigen dieselbe zeitliche Dynamik. Sie schwanken zwischen 8,2 und 6,5 und liegen im Mittel bei 7,3. KOCHER (2006) hat bei Untersuchungen von Straßenabflusswasser an drei verschiedenen Autobahnstandorten in Deutschland einen mittleren pH-Wert von 7,24 (2006/2007) ermittelt. Der sprunghafte Anstieg der pH-Werte im Juni und Juli 2013 ist auf eine längere Trockenphase vor den Beprobungsterminen zurückzuführen.

Die elektrischen Leitfähigkeiten und pH-Werte des Sickerwassers der Bankettlysimeter sind in Bild 42 dargestellt. Der Verlauf der elektrischen Leitfähigkeiten zeigt die gleiche Tendenz wie der Straßenabfluss. Im Sickerwasser lag die elektrische Leitfähigkeit im Winter bei bis zu $46,7 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (BS), was auf den Einfluss von Tausalz zurückzuführen ist. KLUGE & WESSOLEK (2012) haben bei Sickerwasseruntersuchungen an der BAB A 115 (AVUS) elektrische Leitfähigkeiten von bis zu $28,6 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ in der Bodenlösung gemessen. Im Frühjahr und Sommer/Herbst 2013/2014 nehmen die Leitfähigkeiten des Sickerwassers wieder ab. Es zeigten sich Unterschiede bei den Leitfähigkeiten der verschiedenen Bankettlysimeter, eine klare Tendenz ist jedoch noch nicht zu erkennen.

Die pH-Werte im Sickerwasser der Bankettlysimeter unterscheiden sich ebenfalls deutlich. Das Sickerwasser des BS (BSVS) weist in der Regel die höchsten pH-Werte auf, das des OB (OBVS) die niedrigsten. Der pH-Wert des Straßenabflusses (LL MW) ist größtenteils geringer als im Sickerwasser von BS und OB15. Der pH-Wert des OB liegt hingegen oft unterhalb des Straßenabflusswassers. Die Werte schwanken zwischen 8,9 und 6,8. Damit liegen alle Sickerwasser pH-Werte oberhalb des Grenz pH-Wertes (Cd 6,5; Cr 4,5; Cu 4,5; Ni 5,5; Pb

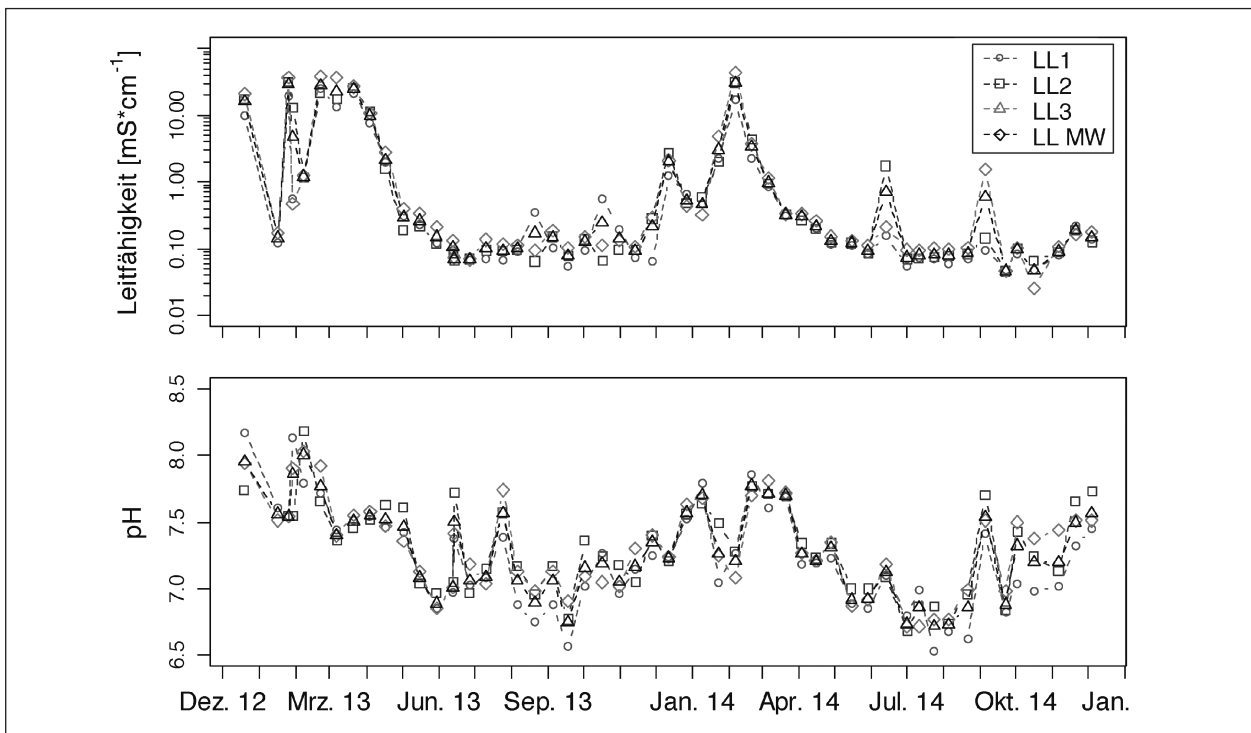


Bild 41: Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert der Abflüsse der drei Leerlysimeter (Straßenabfluss) sowie der Mittelwert der Leerlysimeter (LLMW)

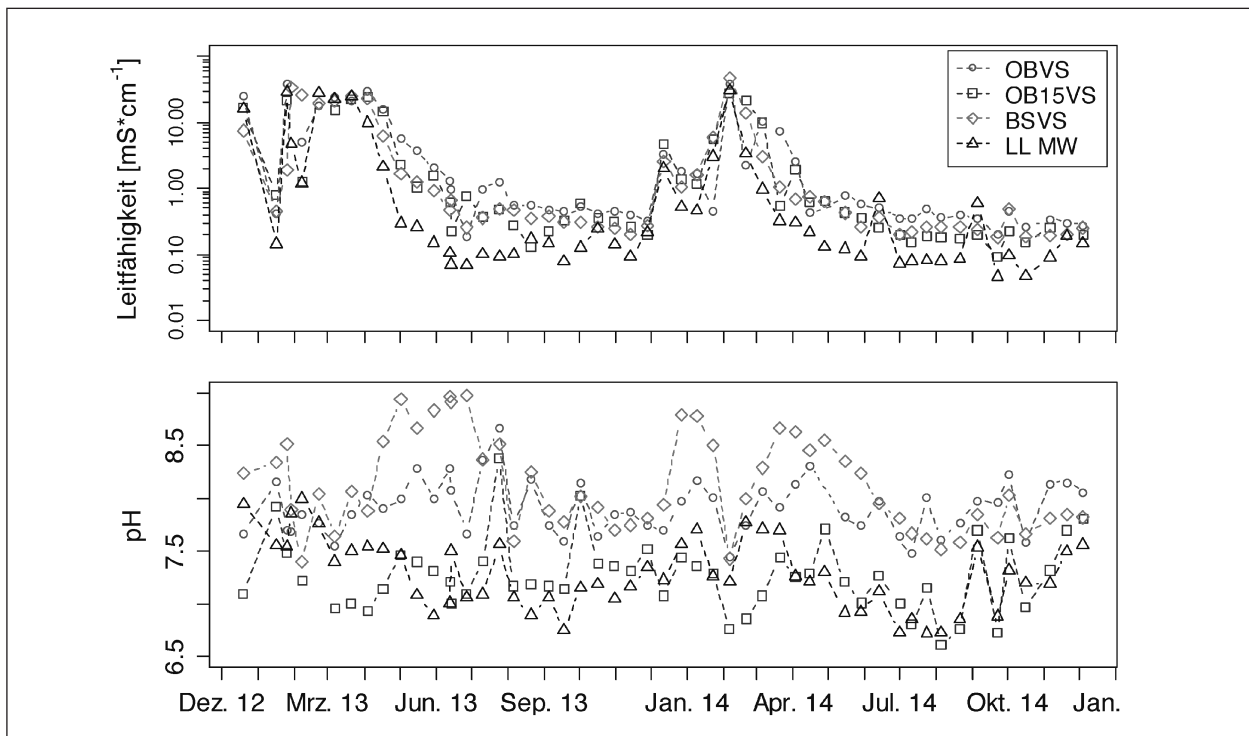


Bild 42: Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert des Sickerwassers der drei Bankettlysimeter sowie der Mittelwert der Leerlysimeter (Straßenabfluss)

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|---------------------------------------|--------------------------------|----|-----|----|----|-----|
| | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | | | | |
| Festphasenkonzentration der Sedimente | 0,7 | 89 | 193 | 24 | 37 | 708 |

Tab. 14: Schwermetallkonzentrationen im Sediment der Leerlysimeter

4; Zn 5,5) ab dem eine verstärkte Schwermetallmobilisierung einsetzt (ALLOWAY, 1997). Im Mittel liegen die pH-Werte der Bankettlysimeter alle > 7 . Untersuchungen von KOCHER & WESSOLEK (2003) im unmittelbaren Straßenrandbereich haben gezeigt, dass der pH-Wert der Bodenlösung in 50 cm Tiefe überwiegend oberhalb des neutralen Bereiches liegt.

4.3.6 Schwermetallkonzentrationen im Straßenabfluss

Die Lösungskonzentrationen sowie die Gesamtkonzentrationen der drei Leerlysimeter zeigen, mit Ausnahme von vereinzelter Werte, einen sehr ähnlichen Konzentrationsverlauf (Bild 43 und 44). Im April 2013 wurden bei allen Schwermetallen die höchsten Gesamtkonzentrationen gemessen. Im Mai und Juni 2013 nehmen die Gesamtkonzentrationen aller Elemente deutlich ab. Die hohen Konzentrationen im April 2013 wurden vermutlich durch die letzte

Schneesmelze 2013 verursacht. Im Winter 2014 gab es weniger Schnee und Kälteperioden als im Jahr 2013. EARON et al. (2012) haben in ihren Untersuchungen gezeigt, dass sich Schwermetalle in der Schneedecke am Straßenrand anreichern.

Im November 2013 wurde der Kies aus LL2 und LL3 gewaschen und die akkumulierte Sedimente entfernt; LL1 wurde nicht verändert. Es wurden insgesamt 7,4 kg Sediment entfernt, was einem Eintrag von $4,7 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ entspricht. Die Sedimentfracht hängt unter anderem von der umgebenden Vegetation und der Verkehrsdichte ab und variiert typischerweise zwischen $1 - 36 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (ZANDERS, 2004).

Die Schwermetallkonzentrationen der Sedimente sind in Tabelle 14 aufgeführt. Unter Berücksichtigung der eingetragenen Sedimentmengen wird deutlich, dass es im Straßenrandbereich, bzw. in den Leerlysimetern bereits zu einer Retardation partikulär gebundener Schwermetalle kommt.

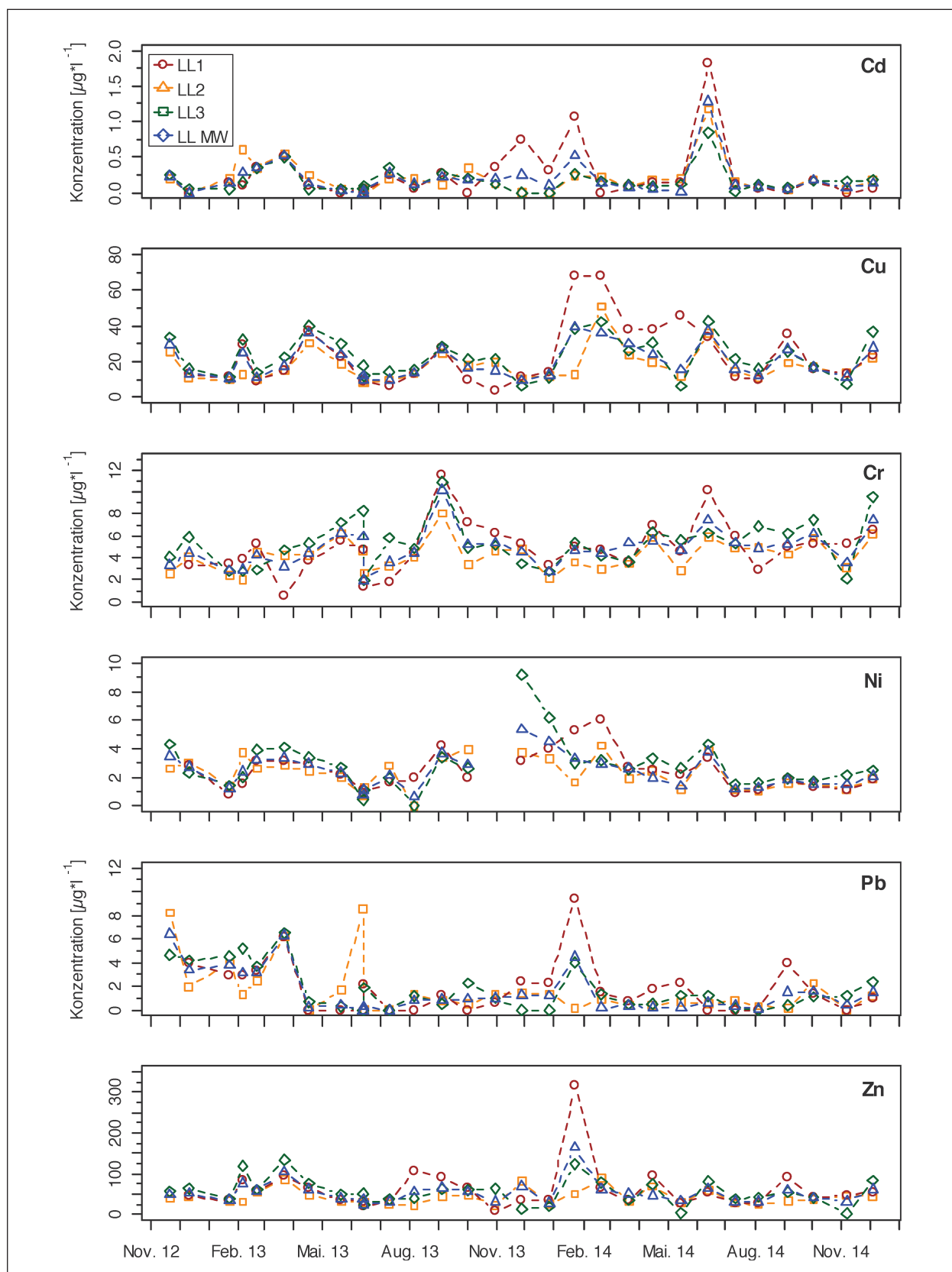


Bild 43: Lösungskonzentrationen der Schwermetalle in den Abflüssen der drei Leerlysimeter (Straßenabfluss) und Mittelwert der drei Leerlysimeter

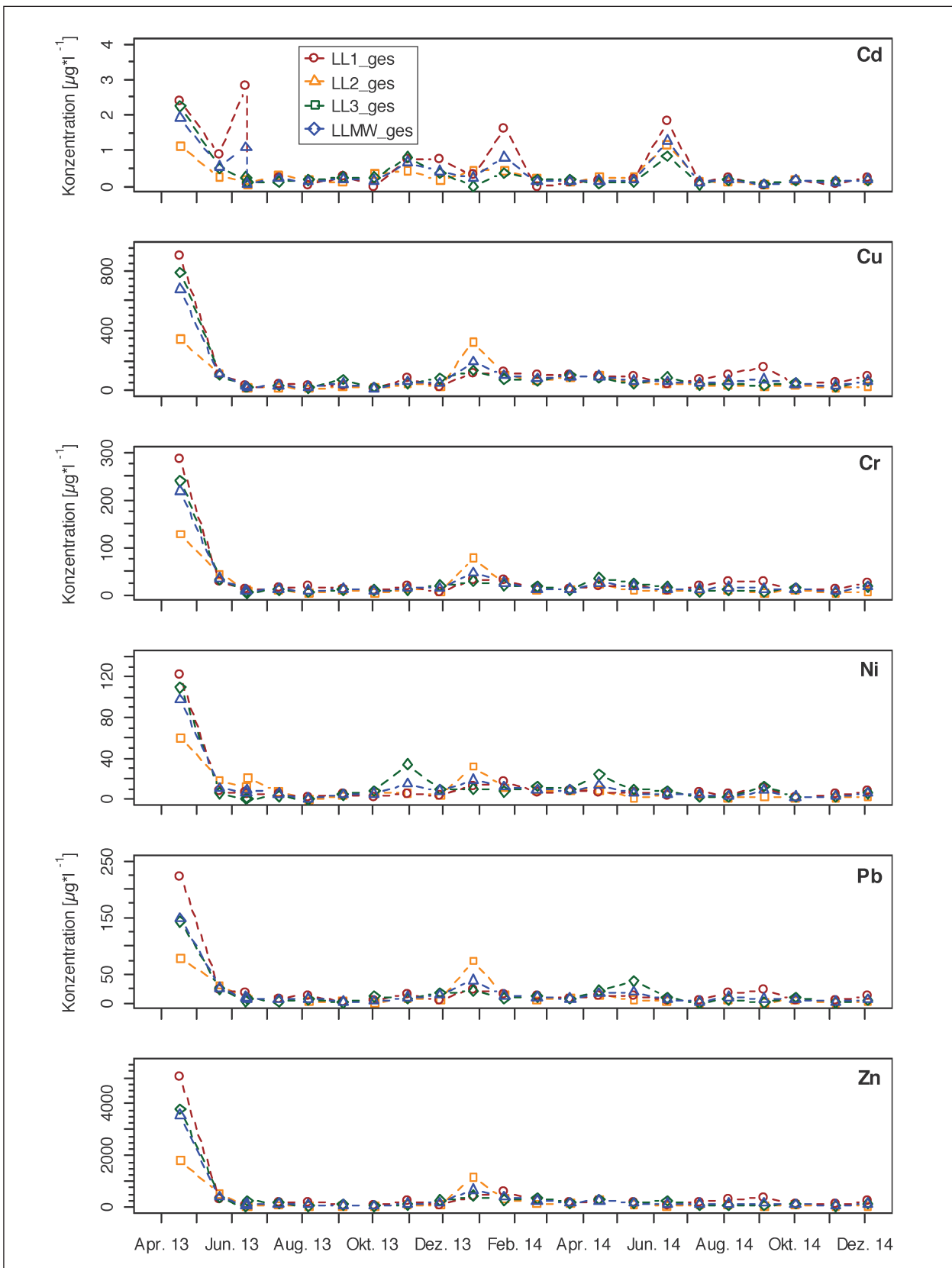


Bild 44: Gesamtkonzentration der Schwermetalle in den Abflüssen der drei Leerlysimeter (Straßenabfluss) und Mittelwerte der drei Leerlysimeter

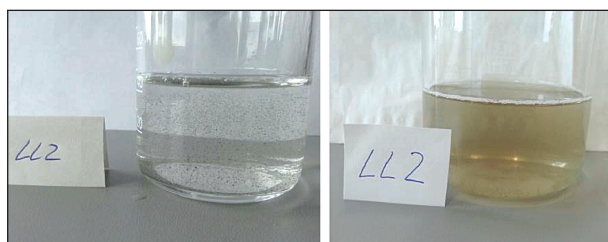


Bild 45: Partikel im Abfluss von LL2 am 15.05.2014 (links) und 06.03.2014 (rechts)

In den Monaten nach der Sedimententnahme wurden in LL1 erhöhte Lösungskonzentrationen gemessen. Dies lässt sich vor allem durch eine verstärkte Mobilisierung der Schwermetalle von der Matrix der Bodenpartikel (Sedimente) erklären. Insbesondere der Eintrag von Streusalz kann die Desorption der Schwermetalle von den Sedimenten erhöhen (NORRSTRÖM et al., 2005). Bild 45 zeigt die Färbung des Straßenabflusses im Winter und Frühling 2014. Ein höherer Anteil an Kolloiden im Straßenabfluss verursacht vermutlich die stärkere Trübung im März 2014.

Die Schwermetallkonzentrationen im Straßenabfluss werden unter anderem durch Faktoren wie Verkehrsstärke, Regenhäufigkeit und -intensität, vorangegangene Trockenperioden, umgebende Vegetation, Fahrbahnbelag und Windrichtung beeinflusst (PAGOTTO et al., 2001; LEE et al., 2011). Die im Folgenden zum Vergleich herangezogenen Untersuchungen bzw. Untersuchungsbedingungen werden daher anschließend kurz beschrieben.

Die Daten von BEER et al. (2011) stammen aus dem Straßenabfluss der A 555 und A 61. Die Verkehrsstärke an den beiden Standorten betrug während des Untersuchungszeitraumes ca. 70.000 Kfz/Tag, der LKW-Anteil 5 bzw. 18 %. Die Fahrbahn besteht aus 6 bzw. 5 Spuren und es gibt an beiden Standorten Seitenstreifen. An der A 555 existiert darüber hinaus eine Schutzplanke auf beiden Seiten der Fahrbahn. Die Beprobung erfolgte direkt am Fahrbahnrand. Es wurden alle 30 Tage Sammelmischproben genommen und analysiert. Die gelösten Konzentrationen wurden nach Filtration durch einen 0,45 µm Filter bestimmt. Zur Bestimmung der Gesamtgehalte wurden die verwendeten Filter mit Säure aufgeschlossen. Die Konzentrationen in den Lösungen wurden mittels ICP-OES bestimmt.

HALLBERG et al. (2007) haben in ihren Studien Straßenabfluss an der E4 in Stockholm, Schweden untersucht.

Die durchschnittliche Verkehrsstärke während des Untersuchungszeitraumes betrug 107.000 Kfz/Tag, die durchschnittliche Geschwindigkeit 77 km/h. Die Fahrbahn besteht aus Asphalt und besitzt insgesamt 6 Spuren, es existieren Schutzplanken auf beiden Seiten der Straße. Die gesamte Fahrbahn wird über eine Kanalisation entwässert. Mittels einer Pumpe wurden nach bzw. während der Regenereignisse volumenbezogene Teilproben in die Probengefäße überführt. Die Lösungskonzentrationen wurden nach Filtration durch einen 0,45 µm Filter bestimmt. Zur Ermittlung der Gesamtgehalte wurden die in der Lösung befindlichen Partikel mittels Säureaufschluss in Lösung gebracht. Die Konzentrationen in den Lösungen wurden mittels ICP-SFMF bestimmt.

In den Untersuchungen von HELMREICH et al. (2010) wurden über einen Zeitraum von zwei Jahren 63 Straßenabflussproben an einer stark befahrenen Straße in München gesammelt. Die untersuchte Straße besitzt einen Asphaltbelag und jeweils zwei Fahrstreifen, einen Seitenstreifen und einen Beschleunigungsstreifen. Die durchschnittliche Verkehrsstärke betrug ca. 57.000 Kfz/Tag, die zulässige Höchstgeschwindigkeit lag bei 60 km/h. Die Probenahme erfolgte unmittelbar unterhalb eines Gullys, über den die Fahrbahn entwässert wird. Es wurden jeweils immer die ersten 400 l des Straßenabflusses gesammelt, was einer Niederschlagsmenge von ca. 1 mm entspricht. Die Gesamtkonzentrationen der Schwermetalle wurden mittels Flammen- bzw. Graphitrohr AAS bestimmt.

Bei ihren Untersuchungen fanden BEER et al. (2011) und HALLBERG et al. (2007) vergleichbare Lösungskonzentrationen von Cd, Cu, Cr, Ni und Pb im Straßenabfluss. Die Zn-Konzentrationen waren dagegen wesentlich niedriger (Tabelle 15). Dies könnte unter anderem durch das Fehlen von Schutzplanken am Untersuchungsstandort erklärt werden. KLUGE & WESSOLEK (2012) konnten zeigen, dass das Vorhandensein von Schutzplanken zu einer erhöhten Abflusskonzentration von Zn und Cd führt.

Die Lösungskonzentrationen der Schwermetalle im Straßenabfluss liegen insgesamt auf einem relativ niedrigen Niveau. Im Mittel liegen sie unterhalb der Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA (ausgenommen Cu). Ein Grund dafür ist, dass ein Teil der durch den Straßenverkehr emittierten Schwermetalle in partikulärer gebundener Form vorliegt. Untersuchungen von THORPE &

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|--|-----------------------------------|------|-------|------|-------|-----|
| Lösungskonzentration | $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ | | | | | |
| BEER et al. (2011) | 0,16 | 3,8 | 22,1 | 4,4 | < 0,1 | 144 |
| HALLBERG et al. (2007) | 0,11 | 5,4 | 19,6 | 3,8 | 0,1 | 98 |
| Diese Studie | 0,13 | 4,7 | 16,1 | 2,4 | 0,8 | 50 |
| Gesamtkonzentration | $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ | | | | | |
| BEER et al. (2011) | 0,51 | 96,8 | 226,1 | 35,3 | 8,4 | 738 |
| HELMREICH et al. (2010) | < 0,5 | - | 155,0 | 35,0 | 43,0 | 592 |
| Diese Studie (gemessen) | 0,19 | 12,6 | 59,0 | 6,1 | 7,8 | 140 |
| Diese Studie (korrigiert um Schwermetall- gehalte im Sediment) | 0,5 | 57,7 | 157,1 | 18,0 | 26,8 | 500 |
| Partikuläre Konzentration | $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ | | | | | |
| BEER et al. (2011) | 0,35 | 93,0 | 204,0 | 30,9 | 8,4 | 594 |
| Diese Studie | 0,37 | 53,0 | 141,0 | 15,6 | 7,6 | 450 |

Tab. 15: Gelöste und ungelöste Metallkonzentrationen im Straßenabfluss von stark befahrenen Straßen

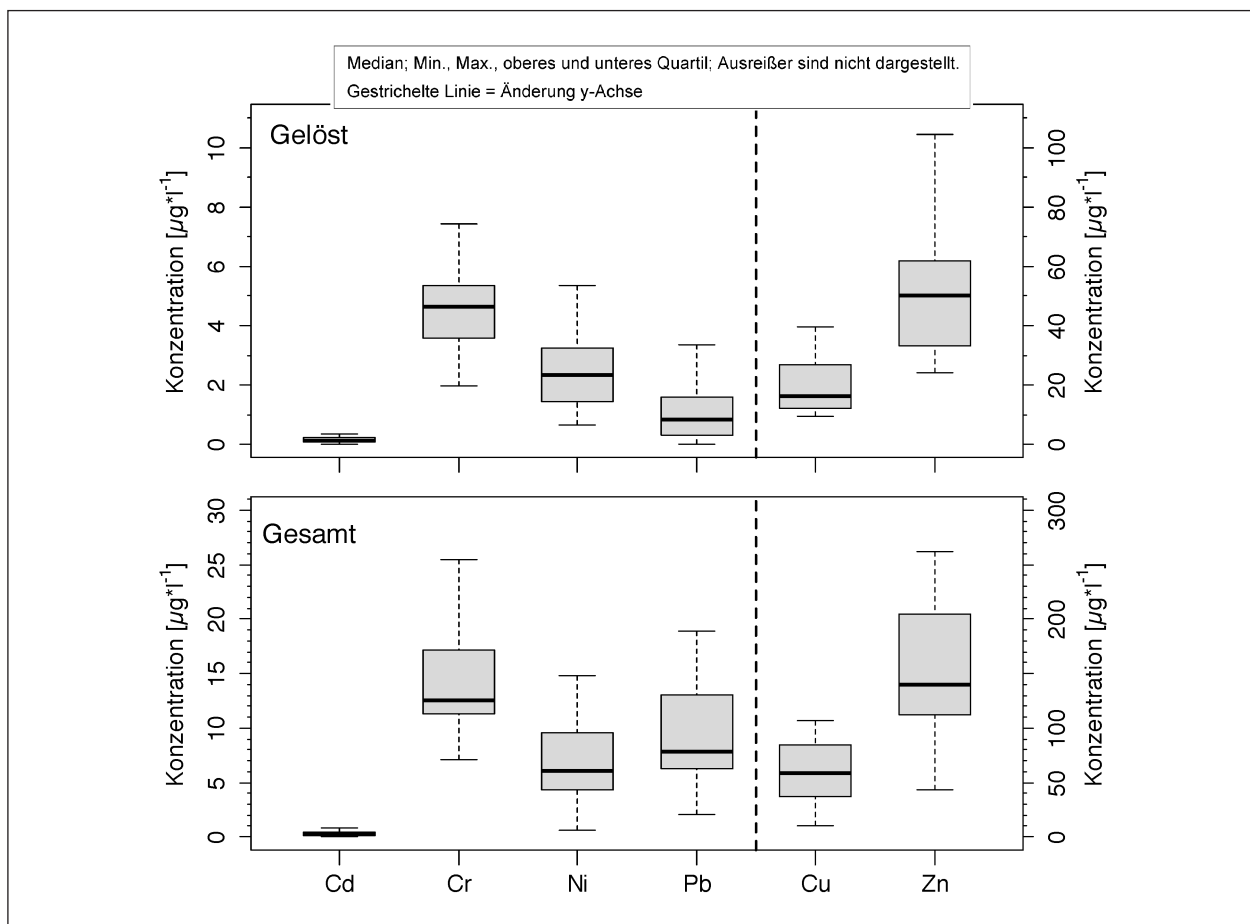


Bild 46: Lösungs- und Gesamtkonzentration des Straßenabflusses (Median; Min., Max., oberes und unteres Quartil; Ausreißer sind nicht dargestellt.). Gestrichelte Linie = Änderung y-Achse

HARRISON (2008) bestätigen diese Feststellung. Darüber hinaus kann es bereits im Straßenabfluss zu Reaktionen mit gelösten Schwermetallen kommen. Diese können beispielsweise an Partikel im Straßenabfluss adsorbieren, es können Fällungsreaktionen auftreten (z. B. mit CaCO_3) oder es kann zu einer Komplexbildung durch organische Substanzen und Fe- bzw. Mn-Oxide und Hydroxide kommen (FOLKESON et al., 2009).

Die im Rahmen dieser Studie ermittelten Gesamtkonzentrationen sind im Vergleich zu BEER et al. (2011) und HELMREICH et al. (2010) im Mittel deutlich niedriger (Tabelle 15). Dies kann verschiedene Ursachen haben. Neben den oben genannten Faktoren ist das Sammelsystem für die gemessenen Schwermetallkonzentrationen entscheidend. In dieser Untersuchung wurde der Straßenablauf mittels Leerlysimeter erfasst, welche mit gewaschenem Kies befüllt wurden. Dies führte mit der Zeit zu einer Akkumulation von Sedimenten in den Leerlysimetern (siehe Kapitel 3.1.1 Arbeiten an der Anlage). Diese Sedimente werden nicht bis in die Probenahmegefäße transportiert und gehen somit nicht in die aufgeführte Gesamtkonzentration ein. In den Studien von BEER et al. (2011) und HELMREICH et

al. (2010) wurde der Straßenabfluss mit einem Abflusssammler erfasst, in dem nur eine geringe Sedimentanreicherung stattfinden konnte. Bei diesen Untersuchungen fließen die Sedimentkonzentrationen daher mit in die Gesamtkonzentration ein.

Daher wurde eine Korrektur der gemessenen Gesamtkonzentration anhand der in den Sedimenten enthaltenen Schwermetallfracht durchgeführt. Die Schwermetallkonzentrationen der Sedimente (Tabelle 14) wurden auf die eingetragene Sedimentfracht und die Abflussmengen der Leerlysimeter des entsprechenden Zeitraumes bezogen. Dadurch ergeben sich korrigierte Gesamtkonzentrationen (Tabelle 15). Diese sind mit den aufgelisteten Literaturwerten vergleichbar.

In Bild 46 sind die (nicht korrigierten) Gesamt- und Lösungskonzentrationen des Straßenabflusses als Boxplots dargestellt.

4.3.7 Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser

In Bild 47 sind die Mediane der partikulären und gelösten Schwermetallkonzentrationen im Sicker-

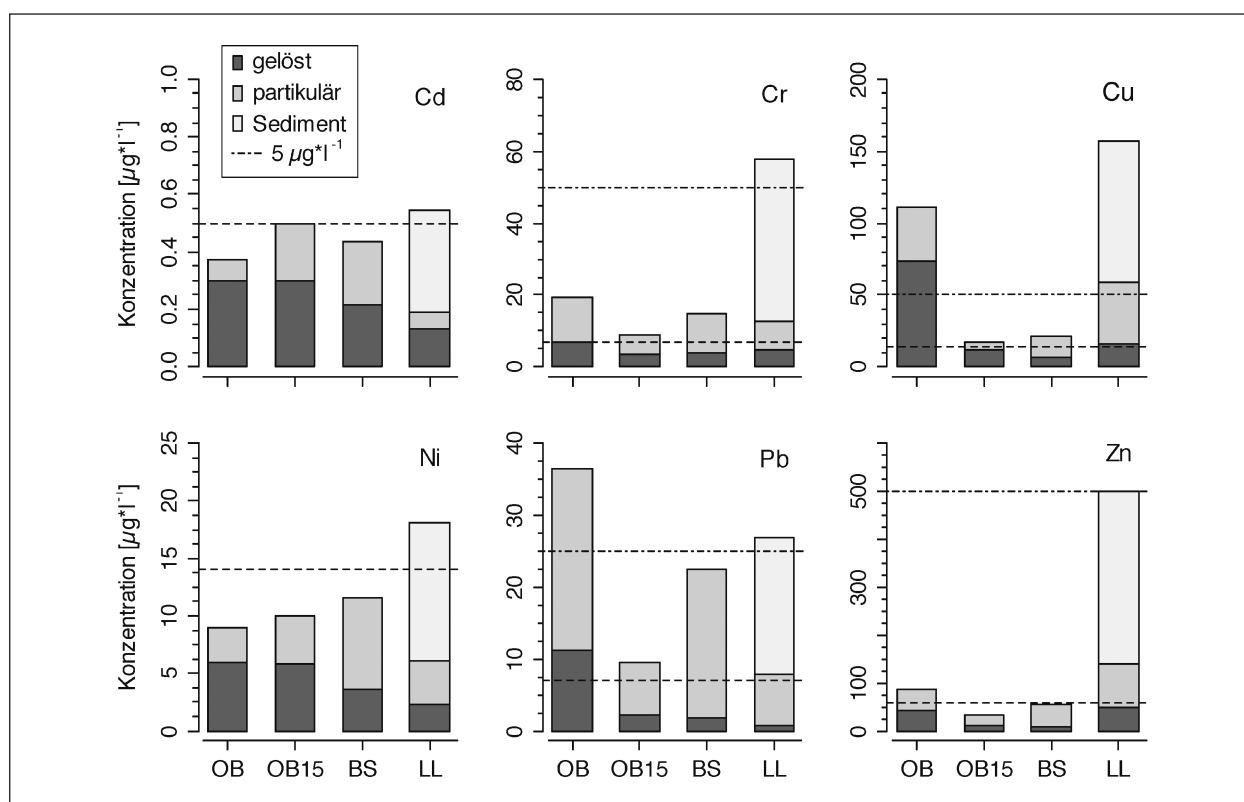


Bild 47: Mediane der gelösten, partikulären und sedimentgebundenen Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Bankettlysimeter und im Straßenablauf. Die gestrichelte Linie zeigt den momentan gültigen Prüfwert der BBodSchV, die Strichpunktlinie zeigt den Geringfügigkeitsschwellenwert (LAWA, 2004)

wasser der drei Bankettlysimeter sowie die mittlere Konzentration des Straßenabflusses (LL) über den gesamten Untersuchungszeitraum abgebildet. Kupfer weist von allen Metallen die höchste Gesamtkonzentration im Sickerwasser auf (OB 111 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), Cd die geringsten (OB15 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Die Lösungskonzentrationen der Schwermetalle liegen bei allen Varianten im Mittel unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV, ausgenommen Cu bei OB (Bild 47). Für partikuläre Schwermetalle im Sickerwasser gibt es in der BBodSchV keine Prüf- oder Grenzwerte. Verglichen mit den von der LAWA empfohlenen Geringfügigkeitswerten (LAWA, 2004), welche ebenfalls nur für gelöste Schwermetalle gelten, lassen sich Überschreitungen für Cu und Pb im Sickerwasser bei der OB-Variante feststellen. Die Geringfügigkeitswerte nach LAWA sind jedoch lediglich für die Bewertung von Grundwasserschäden gedacht.

Die Lösungskonzentrationen im Straßenablauf sind für Cd, Ni und Pb geringer als im Sickerwasser, bei Cr, Cu und Zn sind die Konzentrationen im Sickerwasser geringer als im Straßenabfluss (ausgenommen Cr und Cu bei OB). KLUGE et al. (2014) stellten bei Lysimeterstudien an der AVUS ebenfalls höhere Lösungskonzentrationen im Sickerwasser als im Straßenablauf fest. Sie führen die hohen Sickerwasserkonzentrationen auf die hohen Bodenfeststoffgehalte in den Straßenrandböden zurück, welche sich nach über 90 Jahren Autobahnbetrieb eingestellt haben. Die spezielle hydrologische Situation am Straßenrand führt schon bei sehr geringe Niederschlagsereignissen zu hohen Sickerwasser-raten, welche einen kompletten Austausch der sich

im Gleichgewicht befindlichen Bodenlösung zur Folge haben kann.

Das Verhältnis von gelöster zu partikulärer Konzentration ist für die verschiedenen Schwermetalle sehr unterschiedlich. Blei liegt im Sickerwasser hauptsächlich in partikulärer Form vor, wohingegen Cd zu großen Teilen in gelöster Form vorliegt. Insgesamt spielen die partikulären Schwermetalle im Sickerwasser der untersuchten Bankette eine wichtige Rolle.

Durch Bild 47 wird auch deutlich, dass der Schwermetalleintrag über Sedimente bei allen untersuchten Schwermetallen teilweise deutlich über 50 % der korrigierten Gesamtkonzentration ausmacht. Die eingetragenen Sedimente erhöhen in erster Linie die Festphasenkonzentrationen der Schwermetalle der Bankettböden, welche wiederum zu höheren Gleichgewichtskonzentrationen in der Bodenlösung führen.

Der Anteil organischer Bodenbestandteile in den Banketten wird durch die Infiltration des Straßenabflusses mit der Zeit vermutlich zunehmen. Diese organischen Substanzen sind größtenteils anthropogenen Ursprungs (z. B. Reifenabrieb, Ruß, etc.) und können das Adsorptionsvermögen für Schwermetalle von Straßenböden mit der Zeit deutlich erhöhen (NEHLS et al., 2006; KLUGE et al., 2014).

In den Bildern 48 und 49 sind die Mediane der Gesamt- und Lösungskonzentrationen des Sickerwassers der Bankettlysimeter als Kreisdiagramme dargestellt. Vergleicht man die Lösungskonzentra-

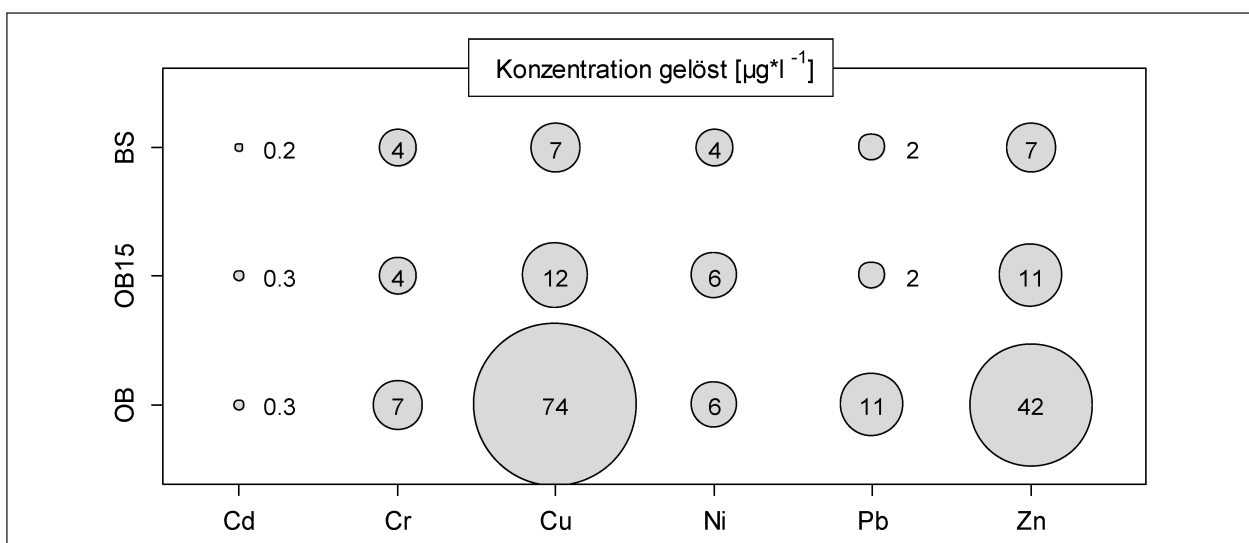


Bild 48: Mediane der gelösten Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Bankettlysimeter [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$] während des Untersuchungszeitraumes. Der Radius der Kreise ist proportional zu der Mediankonzentration (gelöst) der Metalle

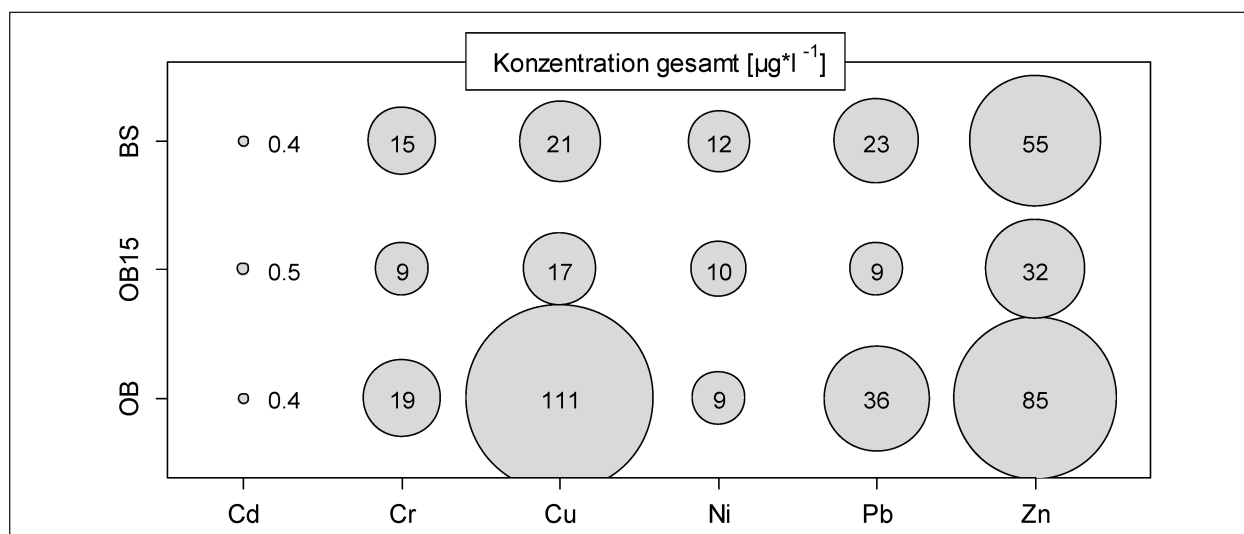


Bild 49: Mediane der gesamt Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Bankettlysimeter [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$] während des Untersuchungszeitraumes. Der Radius der Kreise ist proportional zu der Mediankonzentration (gesamt) der Metalle

tionen im Sickerwasser so zeigt sich, dass die OB-Variante für Cr, Cu, Pb und Zn die höchsten Lösungskonzentrationen aufweist (vgl. auch Tabelle 16 und 17 im Anhang). Auch die Gesamtkonzentrationen von Cr, Cu, Pb und Zn sind im Sickerwasser des OB-Lysimeters am höchsten. Die höchsten Gesamtkonzentrationen für Ni wurden im Sickerwasser der BS-Variante gemessen, die höchste Cd-Konzentration (gesamt) im Sickerwasser der OB15-Variante. Die Lösungskonzentrationen von Cd, Cr und Ni sind bei allen drei Varianten insgesamt eher gering. Es zeigen sich insgesamt keine großen Unterschiede zwischen den drei Varianten.

Die erhöhten Cu- und Pb-Konzentrationen im Sickerwasser des OB können durch eine starke Affinität dieser Metalle zur organischen Bodensubstanz sowie durch die erhöhten Ausgangskonzentrationen bzw. Vorbelastung des eingebauten OB (vgl. Tabelle 13) erklärt werden.

Die an die organischen Bestandteile des Bodens gebundenen Metalle können beispielsweise durch den Einsatz von Streusalzen, durch erhöhten mikrobiellen Abbau der organischen Bodensubstanz oder auch nach extremen Niederschlagsereignissen remobilisiert werden (BÄCKSTRÖM et al., 2004; HJORTENKRANS et al., 2008).

Insbesondere Pb und Cu werden im Sickerwasser bevorzugt mittels gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) verlagert. KRETZSCHMAR & STICHER (1997) konnten zeigen, dass an Huminstoffe gebundene Eisenoxiddkolloide den Transport von Pb und Cu in der Gegenwart von Ca^{2+} begünstigen. Hohe Ca^{2+} treten häufig in Straßenabflüssen auf.



Bild 50: Trübung des OB Sickerwasser am 30.05.2013 (links) und am 15.05.2014 (rechts)

Die Zn-Konzentrationen im Sickerwasser des OB sind ebenfalls deutlich höher als bei den anderen Varianten. Dies lässt sich nicht ohne weiteres erklären, es wird jedoch vermutet, dass die höheren Zn-Konzentrationen ebenfalls durch die Verlagerung von DOC verursacht werden. Bild 50 zeigt die Färbung des Sickerwassers der OB-Variante im Mai 2013 und Mai 2014.

Bei Untersuchungen von KOCHER & WESSOLEK (2003) sowie von KLUGE & WESSOLEK (2012) wurden Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser bestehender Bankette bestimmt. In beiden Arbeiten wurde unter anderem auch das Bankett der AVUS (BAB A 115) in Berlin untersucht. In den untersuchten Abschnitten wurde die Fahrbahn ebenfalls über das Bankett entwässert. Die Bankette waren einem langjährigen (> 50 Jahre) Schadstoffeintrag ausgesetzt und weisen daher teilweise hohe Schwermetallkonzentrationen in der Bodenmatrix auf.

Das Bankett bestand in beiden Fällen aus künstlich aufgeschütteten, sehr sandigen Böden mit relativ geringem C_{org} -Gehalt und pH-Wert. In Fahrbahn-nähe waren im Boden zudem häufig Bestandteile anthropogenen Ursprunges wie Ziegel-, Beton- und Asphaltstücke zu finden. Das Sickerwasser wurde in beiden Untersuchungen mittels Saugkerzen gewonnen, welche sich in verschiedenen Bodentiefen und Entfernungen zur Straße befanden. Die in Tabelle 16 aufgeführten Werte stammen aus den Messungen welche, in einer Entfernung von 1 bzw. 2,5 m von der Fahrbahn und einer Tiefe von 50 cm durchgeführt wurden.

Insgesamt liegen die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten Lösungskonzentrationen der Metalle im Sickerwasser der Bankettlysimeter in einer vergleichbaren Größenordnung wie die Daten früherer Untersuchungen (Tabelle 16). Deutlich niedrigere Konzentrationen wurden lediglich für Cu, Pb und Zn im Sickerwasser des OB15- und BS-Lysimeters gemessen. Die Gesamtkonzentrationen von Schwermetallen im Sickerwasser wurden von KOCHER & WESSOLEK (2003) und KLUGE & WESSOLEK (2012) nicht ermittelt. Auch in anderen Sickerwasseruntersuchungen in Straßenbanketten (REINIRKENS, 1996; DIERKES & GEIGER, 1999; BÄCKSTRÖM et al., 2004) wurden nur gelöste Konzentrationen bestimmt.

Die Lösungskonzentrationen der Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn im Sickerwasser der Bankettlysimeter der einzelnen Beprobungstermine sind in Bild 51 dargestellt. Die Lösungskonzentrationen des Sickerwassers zeigen häufig höhere Werte als die Konzentrationen im Straßenabfluss. Die Sickerwasserkonzentrationen werden durch eine Gleichgewichtseinstellung der Schwermetalle aus dem Straßenabfluss und der Bodenmatrix bestimmt. Bei

relativ geringen Lösungskonzentrationen im Straßenabfluss ist es daher möglich, dass die Sickerwasserkonzentrationen zumeist über den Konzentrationen im Straßenabfluss liegen. Dies ist möglicherweise ein zeitlich begrenzter Effekt, der sich nach der Gleichgewichtseinstellung wieder verändert.

Die Lösungskonzentrationen der im Sickerwasser des BS-Lysimeters überschreiten die Prüfwerte der BBodSchV nicht. Im Sickerwasser des OB15-Lysimeters kommt es im Mai und Juni 2013 zur Überschreitung des Prüfwertes für Cu. Die Konzentrationen der anderen Schwermetalle lagen während des gesamten Untersuchungszeitraumes unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV. Im Sickerwasser des OB-Lysimeters lagen die Lösungskonzentrationen von Cu im Januar 2013, von Mai bis Oktober 2013 und April bis Dezember 2014 über dem Prüfwert der BBodSchV. Dies entspricht etwa 55 % aller Beprobungstermine.

Die Lösungskonzentration von Pb lag im Januar und Oktober 2013 und im Oktober/November 2014 oberhalb des Prüfwertes, alle anderen Schwermetallkonzentrationen lagen unterhalb der vorgeschriebenen Prüfwerte. Vergleicht man die Lösungskonzentrationen im Sickerwasser der verschiedenen Bankettaufbauten untereinander, zeigt sich bei den Varianten OB15 und BS tendenziell ein ähnlicher Konzentrationsverlauf. Im Sickerwasser des OB15 gab es 2013 an vereinzelt Beprobungsterminen deutliche höhere Konzentrationen als im Sickerwasser des BS. Die Lösungskonzentration des OB-Lysimeters zeigen vor allem für Cu und Pb und vereinzelt auch für Cd stark erhöhte Konzentrationen gegenüber den Sickerwässern der anderen Lysimeter.

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|--------------------------|---------------------------------|-----|-------|-----|------|------|
| | $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ | | | | | |
| KOCHER & WESSOLEK (2003) | 0,16 | 7,3 | 85,1 | 4,6 | 5,1 | 36,0 |
| KLUGE & WESSOLEK (2012) | 1,60 | 5,6 | 156,4 | 8,8 | 8,2 | 51,3 |
| OB VS | 0,30 | 7,0 | 73,6 | 5,9 | 11,2 | 42,4 |
| OB15 VS | 0,30 | 3,6 | 11,8 | 5,8 | 2,3 | 10,7 |
| BS VS | 0,22 | 4,1 | 6,6 | 3,6 | 1,9 | 6,6 |

Tab. 16: Mittlere Schwermetallkonzentrationen (Lösungskonzentrationen) im Sickerwasser der Bankettlysimeter und des Straßenbankettes der AVUS, Berlin

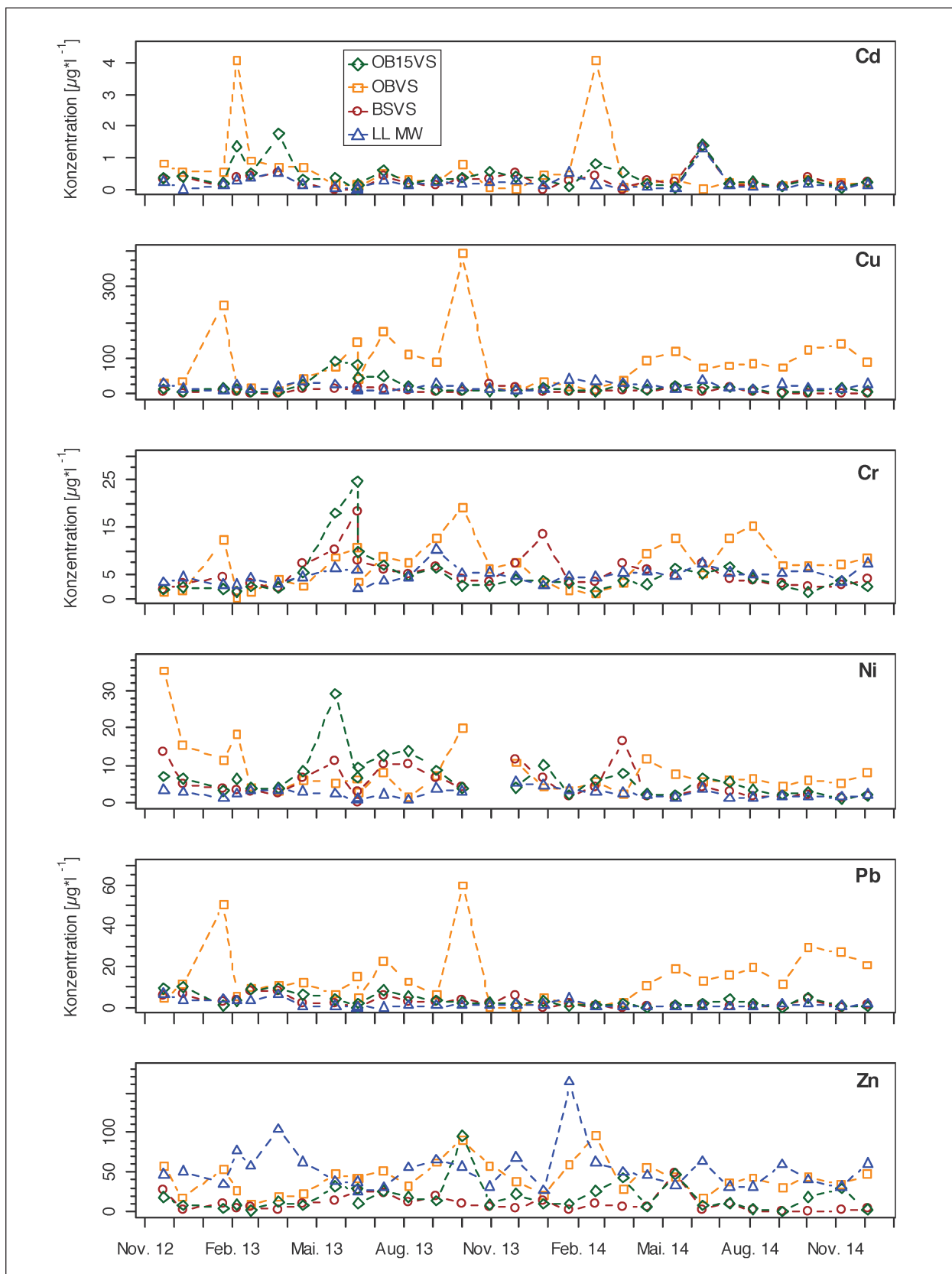


Bild 51: Lösungskonzentrationen der Schwermetalle im Sickerwasser der drei Bankettlysimeter sowie die mittleren Lösungskonzentrationen des Straßenabflusses

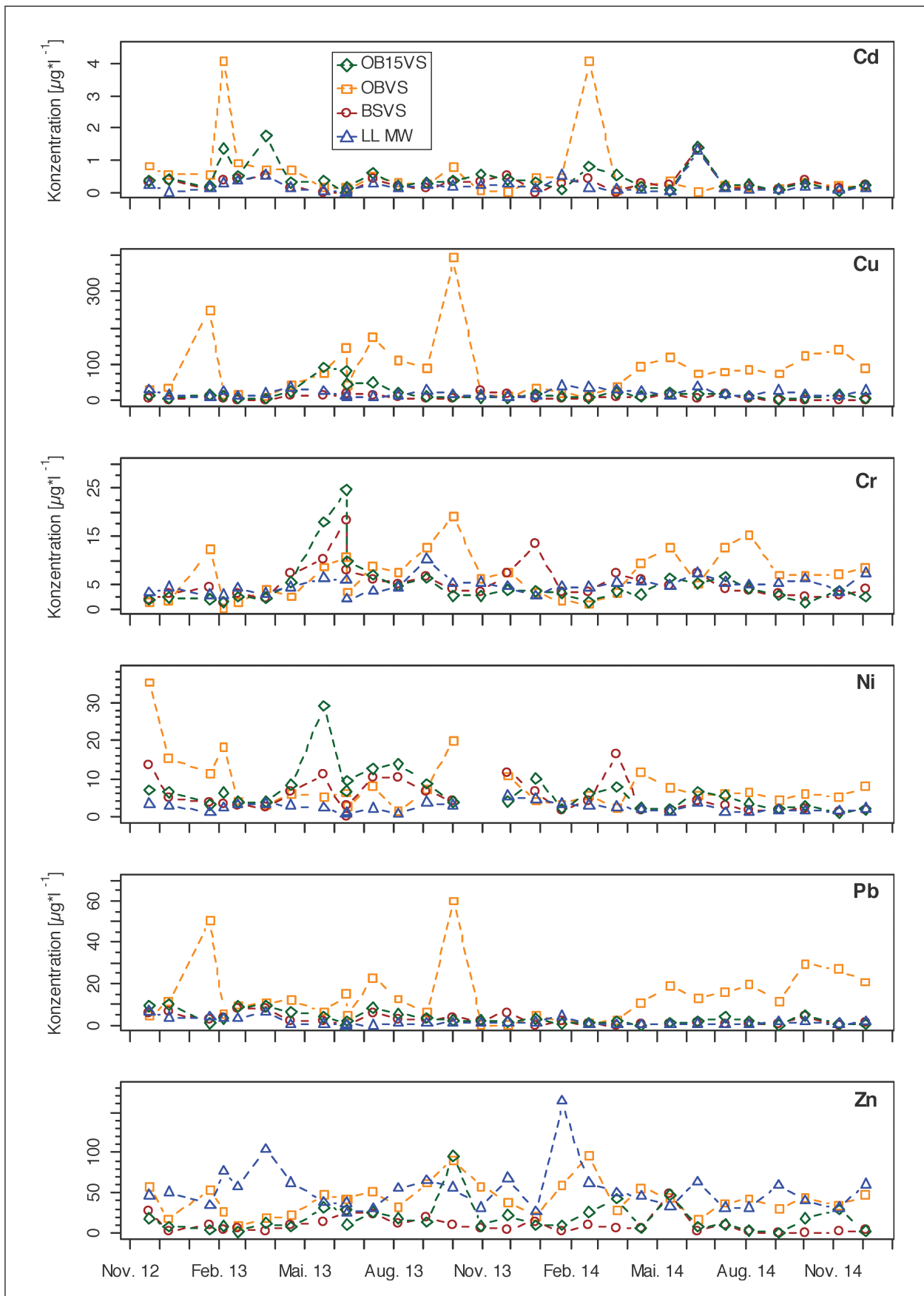


Bild 52: Gesamtkonzentration der Schwermetalle im Sickerwasser der drei Bankettlysimeter sowie die mittleren Gesamtkonzentrationen des Straßenabflusses

In den Monaten in denen es zu einer Überschreitung der Prüfwerte kommt, sind die Lösungskonzentrationen von Cu und Pb im Straßenabflusswasser deutlich niedriger als im Sickerwasser des OB- und OB15-Lysimeters. Dies deutet darauf hin, dass die erhöhten Lösungskonzentrationen im Sickerwasser durch Schwermetall-desorption/-mobilisation (Cu und Pb) von der Festphase verursacht werden. Die stark erhöhten Konzentrationen im Januar 2013 sind auf den Einsatz von Streusalz zurückzuführen, welcher zu einer Mobilisation der im OB gebundenen Schwermetalle (hauptsächlich Pb und Cu) geführt hat. BÄCKSTRÖM et al. (2004) konnten bei ihren Lysimeterstudien einen klaren Zusammenhang zwischen dem Einsatz von Streusalz und der Mobilisierung von Schwermetallen aus Straßenrandböden nachweisen.

Die erhöhten Cu-Konzentrationen sind daher vermutlich auf die Ausgangskonzentration bzw. Vorbelastung des eingebauten OB zurückzuführen (vgl. Tabelle 13). Im Winter 2014 gab es keinen starken Anstieg der Cu- und Pb-Konzentration im Sickerwasser des OB-Lysimeters. Es wird vermutet, dass die leicht mobilisierbare Cu-Fraktion des OB nach einem Jahr bereits zu einem großen Teil ausgetragen wurde. Eine andere Ursache könnte der wesentlich geringere Einsatz von Streusalz im Winter 2013/2014 sein.

Im zweiten und dritten Quartal 2013 und 2014 und im vierten Quartal 2014 sind die Lösungskonzentrationen von Cu und Pb des OB gegenüber Lösungskonzentrationen des BS- und OB15-Lysimeters erhöht. Eine Erhöhung der Bodentemperatur während dieser Zeit (Bild 36) hat einen verstärkten Umsatz von organischen Bodenbestandteilen durch Mikroorganismen zur Folge.

Ein großer Teil der an der Bodenmatrix sorbierten Schwermetalle ist an die organische Substanz gebunden (vgl. ALLOWAY, 1997). Bei einem verstärkten Abbau können diese mit dem Sickerwasser über gelöste organische Substanzen (DOM) verlagert werden (WENG, 2002). Dies würde auch die dunklere Farbe der Sickerwässer des OB-Lysimeters erklären (siehe Fotos Daten-CD). Im Oktober 2013 steigen die Konzentrationen aller Metalle im Sickerwasser des OB-Lysimeters an, insbesondere für Cu und Pb. Dieser Anstieg lässt sich nicht ohne weiteres erklären, könnte aber ebenfalls auf mikrobiellen Abbau organischer Bodensubstanz zurückzuführen sein, da nur im OB ein Anstieg gemessen wurde.

Bild 52 zeigt die Gesamtkonzentrationen (gelöst und partikulär) der Sickerwässer der Bankettlysimeter. Von April bis Mai 2013 sind die Sickerwasserkonzentrationen (gesamt) der Lysimeter deutlich höher als während des gesamten folgenden Untersuchungszeitraumes. Insbesondere die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser des OB15 und BS sind teilweise um mehr als eine Größenordnung höher als im folgenden Beprobungszeitraum. Die Gesamtkonzentrationen des OB sind hingegen vergleichsweise gering. Die hohen Konzentrationen des OB15- und BS-Lysimeters werden auf die späte Schneeschmelze im Jahr 2013 zurückgeführt. In einer Schneedecke akkumulierte Schwermetalle können durch einsetzendes Tauwetter schnell freigesetzt werden, was zu temporär hohen Konzentrationen führen kann (EARON et al., 2012).

Im Sickerwasser wurden zu diesem Zeitpunkt auch hohe Na^{2+} - und Ca^{2+} -Konzentrationen gemessen, welche durch den Einsatz von Streusalz hervorgerufen wurden. RAMAKRISHNA & VIRARAGHAVEN (2005) konnten zeigen, dass eine hohe Konzentration von Na^{2+} und Ca^{2+} die Dispersion kleiner Bodenpartikel fördert und somit die Schwermetallmobilität in straßennahen Böden verstärkt. Eine verstärkte Dispersion der Bodenpartikel würde die Verfärbung des Sickerwassers am 30.05.2013 erklären (Bild 53).

Die Schwermetallkonzentrationen (gesamt) im Sickerwasser der Bankettlysimeter OB15 und BS überschreiten von April 2013 bis Juli 2013 nahezu an allen Beprobungsterminen die Prüfwerte der BBodSchV. Im Sickerwasser des OB wurden in diesem Zeitraum nur vereinzelte Überschreitungen des Prüfwertes für Cd, Cr, Ni und Zn gemessen. Die Cd-, Pb- und vor allem Cu-Konzentration überschreiten auch nach diesem Zeitraum vereinzelt die Prüfwerte. Nach der BBodSchV gelten die Prüfwerte jedoch ausschließlich für Lösungskonzentrationen und nicht für die ermittelten Gesamtkonzentrationen.



Bild 53: Trübung des BS-Sickerwasser am 30.05.2013 (links) und am 06.03.2014 (rechts)

4.3.8 Schwermetallkonzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluss

Zusätzlich zu den Sickerwasserkonzentrationen wurden auch die Lösungs- und Gesamtkonzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluss gemessen. Die Gesamtkonzentrationen wurden nur von April 2013 bis Oktober 2013 bestimmt. Die Konzentrationen im Oberflächenabfluss sind mit den mittleren Konzentrationen im Straßenabfluss vergleichbar; sie liegen tendenziell jedoch etwas niedriger, insbesondere die Zn-Konzentrationen. Die partikulären Schwermetallkonzentrationen sind im Oberflächenabfluss im Mittel deutlich geringer als im Straßenabfluss. Dies erscheint plausibel, da im Falle des Oberflächenabflusses bereits eine Retardation an Bodenpartikeln und Vegetation stattfinden konnte.

Der Verlauf der Schwermetallkonzentrationen des Zwischenabflusses ähnelt ebenfalls den Konzentrationen des Straßenabflusses. Im Falle des Zwischenabflusses ist die durchflossene Bodenpassage geringer als beim Sickerwasser und der Einfluss der Bodenmatrix auf die Schwermetallkonzentrationen wesentlich kleiner. Die mittleren Konzentrationen und der Verlauf der Lösungs- und Gesamtkonzentrationen im Oberflächen- und Zwischenabfluss befinden sich im Anhang (Bild 61-64; Tabellen 18 und 19).

4.3.9 Schwermetallfracht im Sickerwasser

Aus den monatlich gemessenen Sickerwasserkonzentrationen und -raten wurden die Schwermetall-

frachten für die verschiedenen Varianten berechnet. Dadurch sollte sowohl die spezifischen Sickerwasserraten als auch die monatlichen Schwankungen der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser mit berücksichtigt werden.

Bild 54 zeigt die gelösten Frachten für den Zeitraum Apr. 2013 – Apr. 2014. Für fast alle Schwermetalle lässt sich bei der OB-Variante die höchste gelöste Fracht ableiten, was auf die höheren Lösungskonzentrationen im Sickerwasser zurückzuführen ist. Die Varianten OB15 und BS weisen für alle Metalle ähnliche Frachten auf. KOCHER & WESSOLEK (2003) haben die Schwermetallfrachten für verschiedene Autobahnstandorte berechnet. Die errechneten Frachten in der Infiltrationszone (0-1 m) liegen in einer vergleichbaren Größenordnung, sind im Mittel jedoch tendenziell etwas geringer.

Anders als bei den gelösten Schwermetallfrachten zeigt der OB die geringsten Gesamtfrachten (ausgenommen Cu), der BS dagegen die höchsten (Bild 55). Dies lässt sich durch die höheren Sickerwasserraten im Zusammenhang mit der gröberen Textur des BS erklären. Dadurch wird der partikuläre Transport von Schwermetallen innerhalb der Bodenmatrix in der BS-Variante begünstigt. Die Frachten der OB15-Variante liegt zwischen den anderen Varianten. In der BBodSchV sind keine Grenz- oder Prüfwerte für Schwermetallfrachten im Straßenrandbereich festgeschrieben. Ferner werden keine partikulären Schwermetallkonzentrationen betrachtet.

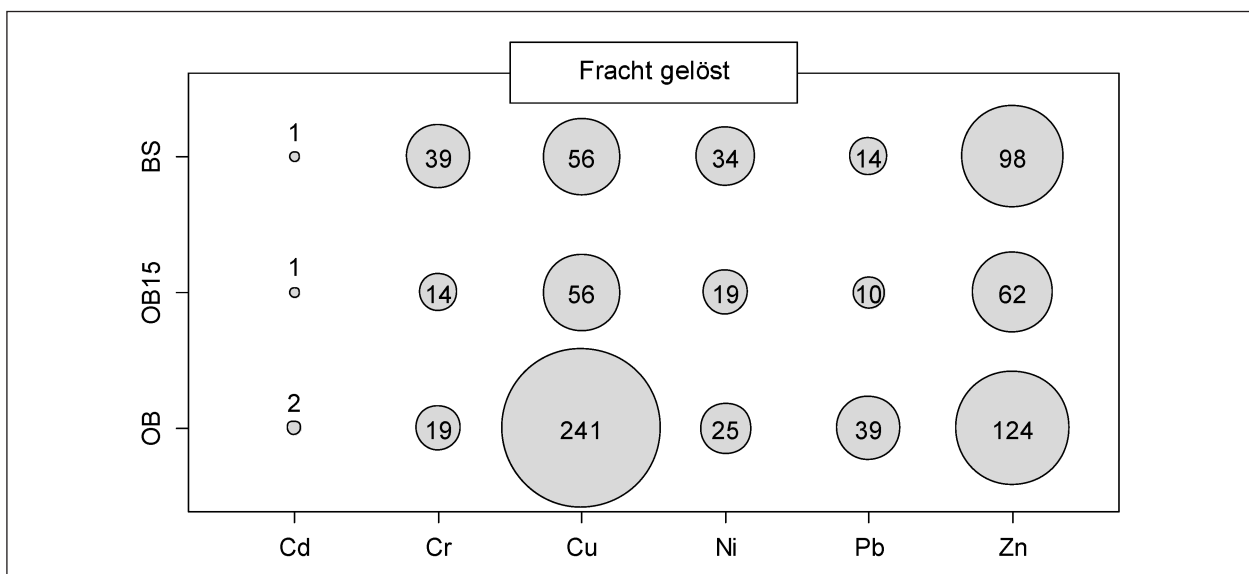


Bild 54: Jährliche Schwermetallfrachten (gelöst) mit dem Sickerwasser der Bankettlysimeter [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$], berechnet aus den monatlichen Sickerwasserkonzentrationen und -raten. Der Radius der Kreise ist proportional zu der gelösten Schwermetallfracht

Vergleicht man die berechneten gelösten Schwermetallfrachten mit den maximal jährliche zulässigen Frachten nach BBodSchV für Acker, so wird die Cu-Fracht bei allen Varianten überschritten. Alle anderen Elemente liegen unterhalb der maximal zulässigen Frachtgrenze für Acker. Diese Frachtgrenzen sind im Straßenrandbereich jedoch nicht anzuwenden.

Es wurde eine Bilanzierung der ein und ausgehenden Schwermetalle für die Bankettlysimeter erstellt. Da die Sedimentfracht einen erheblichen Teil der eingetragenen Schwermetalle ausmacht, hierfür jedoch keine monatlichen Daten vorliegen, wurden die Werte aus den mittleren jährlichen Konzentrationen und den mittleren jährlichen Zufluss- bzw. Abflussmengen berechnet (Bild 56). Für Zn wurde

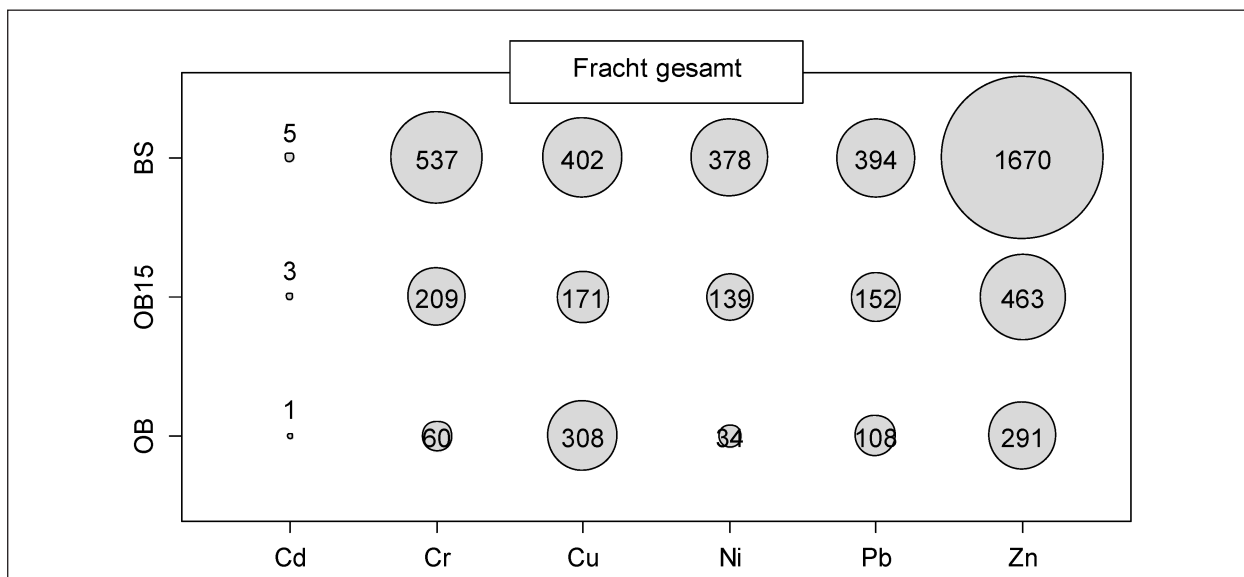


Bild 55: Jährliche Schwermetallfrachten (gesamt) mit dem Sickerwasser der Bankettlysimeter [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$], berechnet aus den monatlichen Sickerwasserkonzentrationen und -raten. Der Radius der Kreise ist proportional zu der gesamten Schwermetallfracht

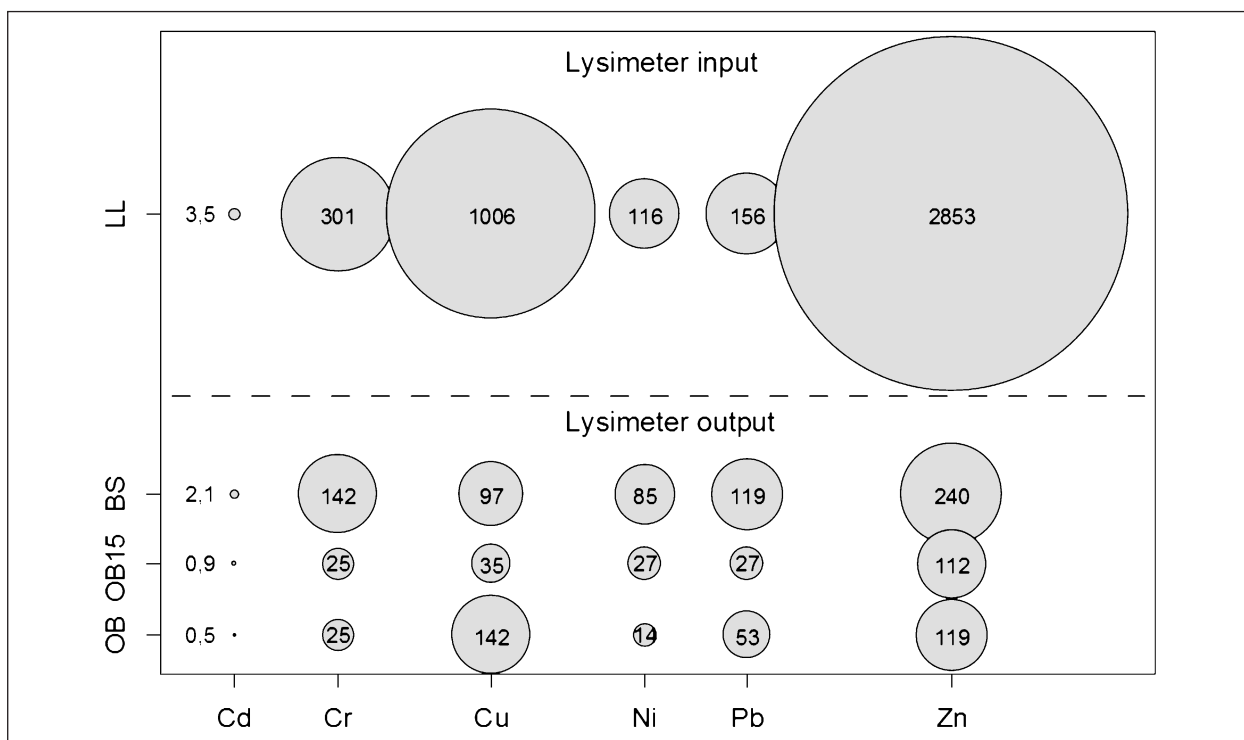


Bild 56: Mittlere jährliche Schwermetallfrachten der Bankettlysimeter (output) und der Leerlysimeter (input) [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$], berechnet aus den mittleren jährlichen Sickerwasserkonzentrationen und -raten. Der Radius der Kreise ist proportional zu der gesamten Schwermetallfracht

der höchste Eintrag berechnet gefolgt von Cu, Cr, Pb, Ni und Cd. Der mittlere jährliche Schwermetallaustrag war bei allen Lysimetern geringer als der Eintrag, womit bei allen Varianten ein Rückhalt der eingetragenen Schwermetalle stattfand. Es zeigen sich jedoch erhebliche Unterschiede zwischen den Bankettlysimetern und Schwermetallen.

Am effektivsten wurden Cu und Zn im OB15 zurückgehalten (96 %). Cr wurde im OB- und OB15-Lysimeter ebenfalls zu einem sehr hohen Anteil zurückgehalten (92 %). Cd, Ni und Pb wurden in allen Bankettvarianten weniger gut retardiert. Den geringsten Rückhalt hatte jeweils der BS (40, 27 und 24 %), welcher auch für Cr einen deutlich geringeren Rückhalt (53 %) aufweist als die anderen Varianten.

Der Rückhalt folgt somit nicht der üblichen Retentionsreihenfolge von Schwermetallen im Boden (ALLOWAY, 1997). Er unterscheidet sich auch von der in den Adsorptionsversuchen ermittelten Reihenfolge. Dies verdeutlicht, dass der partikuläre Schwermetalltransport und die Komplexierung durch gelöste organische Stoffe den Schwermetalltransport im Bankett entscheidend beeinflussen.

Somit sind geringe Sickerwasserraten und ein hohes Rückhaltevermögen für partikulär gebundene Schwermetalle die entscheidenden Faktoren für einen hohen Frachtrückhalt.

4.4 Modellierung des Stofftransportes

Die Verlagerung von Cd, Cu, Pb und Zn in den drei verschiedenen Bankettmaterialien wurde mit der Software HYDRUS 1D simuliert. Die im Modell getroffenen Annahmen basieren auf den Daten der Sorptionsisothermen und den hydraulischen Parametern der Bankettmaterialien (Kapitel 3.4). In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen aus dem Straßenablauf als Zulaufkonzentrationen verwendet, in Szenario 2 die Gesamtkonzentrationen. Szenario 2 stellt somit ein „worst-case“-Szenario dar in dem angenommen wird, dass die partikulär in den Boden eingetragenen Schwermetalle komplett in Lösung gehen. Dieser Umstand wird in der Realität so nicht eintreten. Da partikulärer Schwermetalltransport in dem verwendeten Modell jedoch nicht beschrieben werden kann, sollte er dennoch auf diese Weise Berücksichtigung finden. Die berechneten Lösungskonzentrationen in Szenario 2 überschätzen somit vermutlich die zukünftigen

Lösungskonzentrationen im Sickerwasser. In den Bildern 57-60 sind die berechneten Konzentrationen der Schwermetalle in der Bodenlösung nach 1, 5 und 10 Jahren über die Profiltiefe dargestellt.

4.4.1 Kupfer

In Szenario 1 nehmen die Cu-Konzentrationen im Sickerwasser der OB-Variante mit der Zeit ab, im Sickerwasser der OB15- und BS-Variante nehmen sie zu (Bild 57). Die Cu-Konzentration im Straßenablauf ist geringer, als die Gleichgewichtskonzentration die sich in der OB-Variante einstellt. Durch die Infiltration des Straßenablaufes wird Cu im Laufe der Zeit aus dem Boden ausgewaschen. Bei der OB15-Variante ändert sich Sickerwasserkonzentration am unteren Rand des Profils in Szenario 1 nicht. Im oberen Bereich des Profils (bis in ca. 20 cm Tiefe) steigt die Konzentration nach 10 Jahren sichtbar an.

Die niedrige Ausgangskonzentration und die geringe Infiltrationsfähigkeit des OB15 führen zu diesem vergleichsweise geringen Anstieg. Die Sickerwasserkonzentrationen der BS-Variante nehmen in Szenario 1 mit der Zeit deutlich zu und weisen nach 10 Jahren dieselben Konzentrationen auf wie der Straßenablauf. Die Cu-Einträge aus dem Straßenablauf werden ab diesem Zeitpunkt komplett in eine Tiefe > 30 cm verlagert. Die Gründe für diese relativ schnelle Verlagerung bei der BS-Variante sind die geringe Sorptionsfähigkeit und die hohe Infiltrationsleistung des Materials. In Szenario 2 stellen sich aufgrund der höheren Zulaufkonzentrationen höhere Sickerwasserkonzentrationen ein, als in Szenario 1.

Vergleicht man die Varianten zeigt sich, dass der OB15 nach 10 Jahren in beiden Szenarien die geringsten Sickerwasserkonzentrationen aufweist. Der Prüfwert der BBodSchV für Cu ($50 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) wird nach 10 Jahren von keiner der Bankettvarianten überschritten.

4.4.2 Blei

Die Pb-Konzentrationen im Sickerwasser der OB-Variante nehmen in Szenario 1 mit der Zeit ab, in Szenario 2 ändern sie sich kaum (Bild 58). Die Gleichgewichtskonzentrationen die sich in der OB-Variante einstellen sind aufgrund der relativ hohen Festphasengehalte höher bzw. etwa genauso hoch wie die Konzentrationen im Straßenablauf.

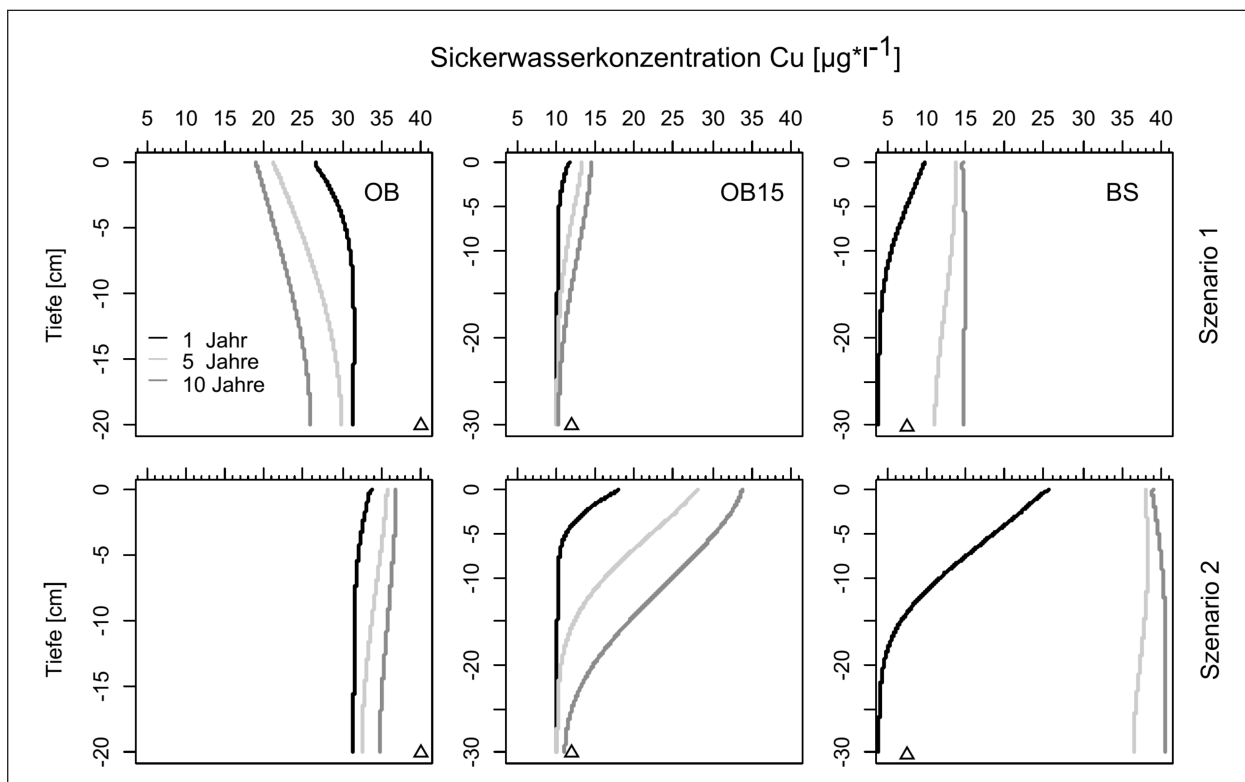


Bild 57: Berechnete Cu-Konzentrationen in der Bodenlösung der Bankettlysimeter nach verschiedenen Laufzeiten. In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen des Straßenablaufes als Zulaufkonzentration angenommen, für Szenario 2 die Gesamtkonzentration. Das Dreieck kennzeichnet die mittlere gemessene Konzentration nach einem Jahr

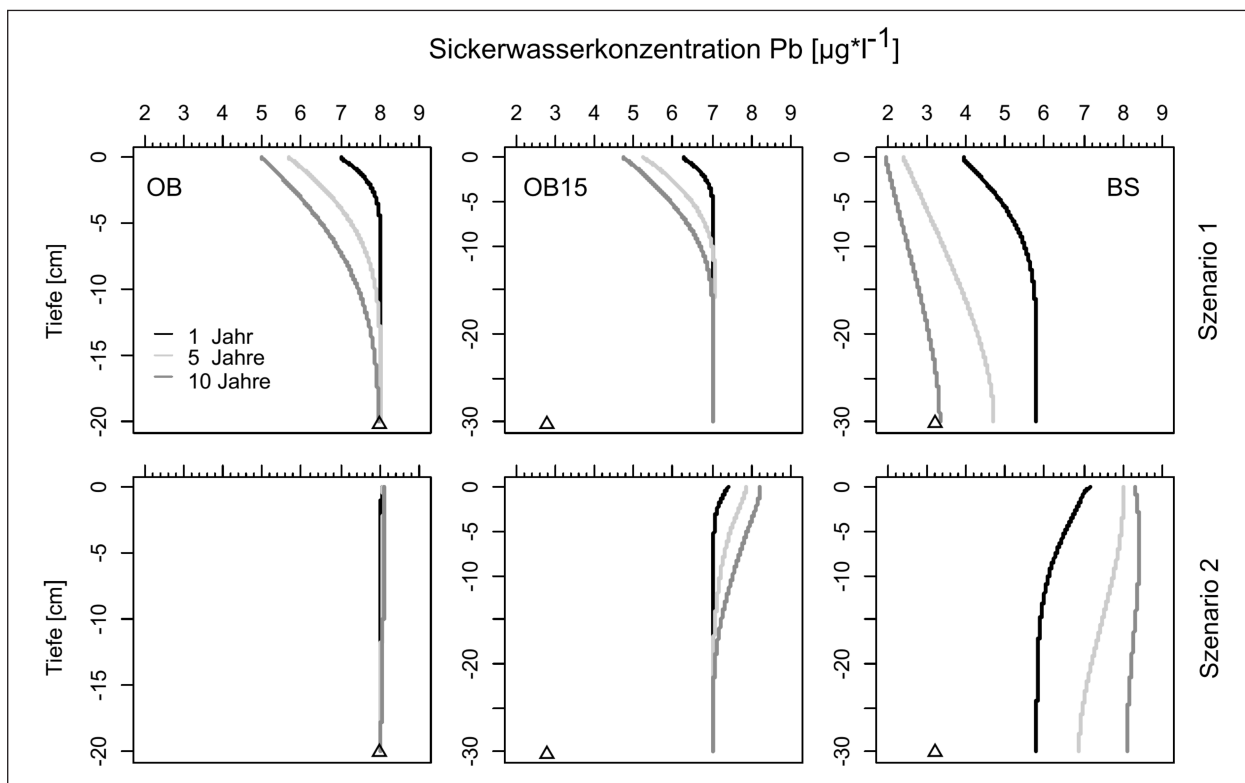


Bild 58: Berechnete Pb-Konzentrationen in der Bodenlösung der Bankettlysimeter nach verschiedenen Laufzeiten. In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen des Straßenablaufes als Zulaufkonzentration angenommen, für Szenario 2 die Gesamtkonzentration. Das Dreieck kennzeichnet die mittlere gemessene Konzentration nach einem Jahr

Im Sickerwasser der OB15-Variante nimmt die Pb-Konzentration in Szenario 1 ebenfalls ab, in Szenario 2 steigen die Konzentrationen aufgrund der höheren Zulaufkonzentrationen hingegen an (bis in eine Tiefe von ca. 15 cm). Die Sickerwasserkonzentrationen am unteren Rand des Profils von OB und OB15 ändern sich in Szenario 1 und 2 nach 10 Jahren nicht. Die Pb-Konzentrationen im Sickerwasser der BS-Variante nehmen in Szenario 1 bis in eine Tiefe von 30 cm deutlich ab (um ca. 50 %), in Szenario 2 hingegen steigen die Konzentration im Laufe der Zeit an.

Nach 10 Jahren stellt sich in Szenario 2 über die gesamte Profiltiefe eine ähnliche Konzentration wie im Straßenablauf ein. Vergleicht man die drei Bankettvarianten zeigt sich, dass der OB15 nach 10 Jahren in Szenario 2 die geringsten Konzentrationen im Sickerwasser aufweist, in Szenario 1 der BS. Nach 10 Jahren Laufzeit wird der Prüfwert der BBodSchV für Pb ($25 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) im Sickerwasser jedoch von keiner der Bankettvarianten überschritten.

4.4.3 Cadmium

In den drei untersuchten Varianten nehmen die Cd-Konzentrationen im Sickerwasser in beiden Szenarien mit der Zeit ab (Bild 59).

Dies liegt zum einen an den Zulaufkonzentrationen aus dem Straßenabfluss, die in beiden Szenarien niedriger bzw. genauso hoch wie die Gleichgewichtskonzentration der drei Bankettvarianten, zum anderen wird Cd bei allen drei Bankettvariante vergleichsweise schlecht von der Bodenmatrix adsorbiert (vgl. auch Kapitel 4.2), was zu den insgesamt niedrigen Cd-Konzentrationen in den Profilen führt. Die Konzentration im Sickerwasser des OB nimmt aufgrund der hohen Ausgangskonzentration am stärksten ab.

Die Konzentration im Sickerwasser der BS-Variante ist im Vergleich der drei Bankettvarianten in beiden Szenarien nach einer Laufzeit von 10 Jahren am geringsten und im OB am höchsten. Die Zulaufkonzentrationen von Cd sind auch bei Szenario 2 so gering, dass es zu keinem Anstieg der Sickerwasserkonzentrationen kommt und der Prüfwert der BBodSchV für Cd im Sickerwasser ($5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) von keiner der drei Bankettvarianten überschritten wird.

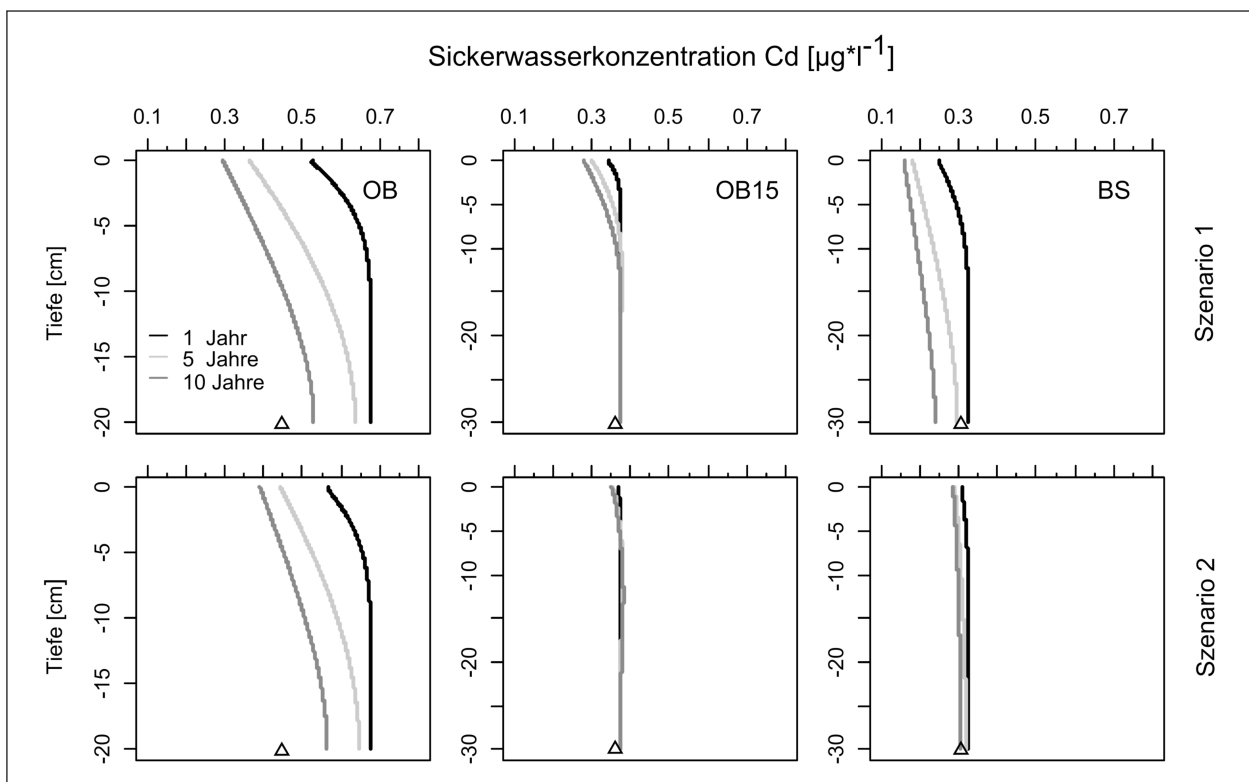


Bild 59: Berechnete Cd-Konzentrationen in der Bodenlösung der Bankettlysimeter nach verschiedenen Laufzeiten. In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen des Straßenablaufes als Zulaufkonzentration angenommen, für Szenario 2 die Gesamtkonzentration. Das Dreieck kennzeichnet die mittlere gemessene Konzentration nach einem Jahr

4.4.4 Zink

Die Zn-Konzentrationen im Sickerwasser nehmen in Szenario 1 für alle drei Bankettvarianten im Laufe der Zeit zu (Bild 60). In der OB-Variante steigen die Konzentrationen aufgrund der hohen Ausgangskonzentration nur leicht an. Bei der OB15-Variante nehmen die Konzentrationen in Szenario 1 nach 10 Jahren nur im oberen Bereich des Profils (bis in ca. 25 cm Tiefe) zu, am unteren Rand des Profils ändert sich die Konzentration nicht. Die niedrige Festphasenkonzentration und die geringe Infiltrationsfähigkeit des OB15 führen zu dieser vergleichsweise geringen Zunahme. Die Konzentrationen der BS-Variante nehmen in Szenario 1 mit der Zeit über das gesamte Profil deutlich zu und weisen nach 10 Jahren ähnliche Konzentrationen auf, wie der Zulauf.

Das Zn aus dem Straßenablauf wird bei einer längeren Laufzeit (> 10 Jahre) vermutlich komplett in eine Tiefe von bis zu 30 cm verlagert. In Szenario 2 stellen sich aufgrund der höheren Zulaufkonzentrationen insgesamt höhere Sickerwasserkonzentrationen in den Profilen ein als in Szenario 1.

Vergleicht man die Zn-Konzentrationen der drei verschiedenen Varianten in 30 cm Tiefe zeigt sich, dass die Konzentrationen des OB15 selbst nach 10 Jah-

ren nicht ansteigen. In beiden Szenarien weist der OB15 die geringsten Konzentrationen im Sickerwasser auf. Der Prüfwert der BBodSchV für Zn im Sickerwasser ($500 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) wird selbst nach 10 Jahren von keiner der Bankettvarianten überschritten.

4.4.5 Zusammenfassung

Die mit dem Modell berechneten Sickerwasserkonzentrationen von Cd und Zn liegen nach einem Jahr in derselben Größenordnung wie die gemessenen Konzentrationen. Für Cu und Pb ist das nicht bei allen Varianten der Fall. Die modellierten Cu-Konzentrationen werden tendenziell unterschätzt, die Pb-Konzentrationen überschätzt. Bei Cu wird dies auf die Komplexierung durch gelöste organische Substanzen zurückgeführt, welche im Modell nicht berücksichtigt werden konnte. Die höheren Pb-Konzentrationen werden auf eine Überschätzung der Ausgangskonzentration in der Bodenlösung durch „first flush“-Effekte zurückgeführt.

Die Modellierung zeigt, dass es nach 10 Jahren Laufzeit bei keiner der drei untersuchten Bankettvarianten zu einer Überschreitung der Prüfwerte der BBodSchV kommt. Die Sickerwasserkonzentrationen von Cd, Cu, Pb und Zn stellen nach

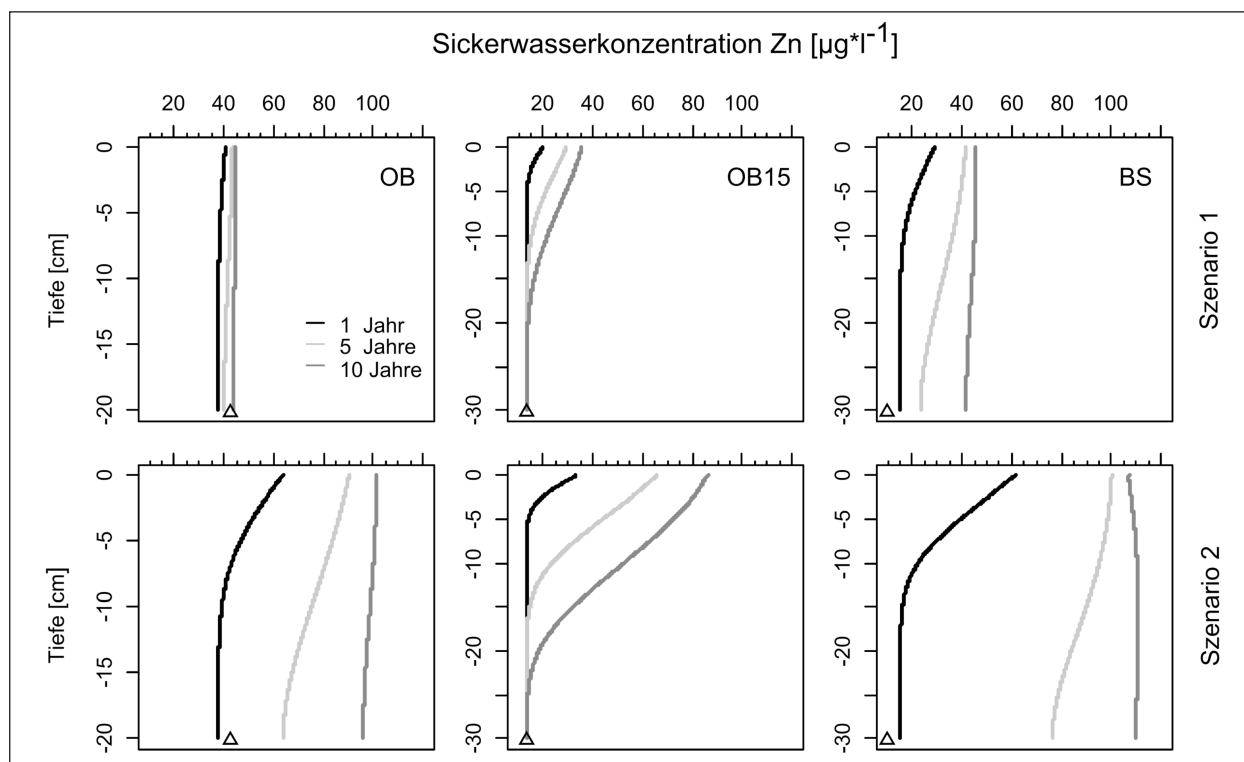


Bild 60: Berechnete Zn-Konzentrationen in der Bodenlösung der Bankettlysimeter nach verschiedenen Laufzeiten. In Szenario 1 wurden die Lösungskonzentrationen des Straßenablaufes als Zulaufkonzentration angenommen, für Szenario 2 die Gesamtkonzentration. Das Dreieck kennzeichnet die mittlere gemessene Konzentration nach einem Jahr

BBodSchV somit keine Gefährdung für das Grundwasser dar. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA für Cu, Pb und Zn werden in Szenario 2 bei der OB- und BS-Variante nach 10 Jahren teilweise deutlich überschritten.

Die OB15-Variante zeigt, anders als die OB- und BS-Variante, selbst bei dem „worst case“-Szenario 2) in 30 cm Tiefe keinen (Cd, Pb, Zn), bzw. nur einen minimalen Anstieg (Cu) der Schwermetallkonzentrationen. Die geringe Infiltrationsleistung und die gegenüber dem BS erhöhte Sorptionsfähigkeit sind die Hauptfaktoren für den geringen Konzentrationsanstieg nach 10 Jahren. Die OB15-Variante scheint daher am besten geeignet die Konzentrationen der Schwermetalle im Bankettbereich, selbst bei höheren Zulaufkonzentrationen, langfristig gering zu halten.

5 Zusammenfassung und Fazit

5.1 Übersicht

An der BAB A 115 wurde eine Lysimeterstation zur Bestimmung der Schwermetallretention aus dem Straßenabfluss in standfesten Banketten errichtet. In dem vorliegenden Bericht wird der Messzeitraum von Mitte November 2012 bis Mitte Mai 2014 dokumentiert und diskutiert. Es wurden Säulen- und Adsorptionsversuche zum Schwermetallrückhalt an verschiedenen Bankettaufbauten durchgeführt. Um eine Prognose über die Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen in den verschiedenen Bankettaufbauten zu erstellen wurden numerische Modellstudien durchgeführt.

Die Säulenversuche zeigten, dass bei den Varianten OB + RC, OB15 und RC einzelne Prüfwerte der BBodSchV überschritten werden. Dies ist jedoch auf die Schwermetall-desorption von der Festphase zurückzuführen. Die Festphasenkonzentrationen sind durch die Versickerung von künstlichem Straßenabfluss zum Teil deutlich angestiegen. Dies hatte keine Auswirkungen auf die Lösungskonzentrationen im Sickerwasser. Die Ergebnisse aus den Laborversuchen wurden genutzt, um die im Feld zu untersuchenden Bankettvarianten festzulegen.

An der Lysimeterstation wurden drei unterschiedliche Materialien/Varianten hinsichtlich ihres Schwermetallrückhaltes untersucht:

- (1) Ein Oberboden (OB), welcher nach KA5 der Bodenart schwach schluffiger Sand (Su2) zugeordnet werden kann, einen C_{org} -Anteil von 0,8 % aufweist und einen Feinkornanteil ($< 0,063$ mm) von ca. 24 % besitzt.
- (2) Ein Baustoffgemisch aus natürlicher Gesteinskörnung (BS) welches auch zur Konstruktion der Schottertragschicht (0/32) verwendet wird. Der BS besitzt einen Kiesanteil von 75 % und einen Feinkornanteil von 2 %.
- (3) Ein Gemisch aus (1) und (2), mit einem OB-Anteil von 15 M.-% (OB15). Der OB15 hat einen Kiesanteil von 63 % und einen Feinkornanteil von 6 %. Der Corg-Gehalt des OB15 liegt bei 0,4 %.

Die Varianten BS und OB15 verfügen über eine ausreichende Tragfähigkeit, der OB wurde als nicht standfeste Referenzvariante mit untersucht. Zusätzlich zu den Bankettlysimetern wurden drei weitere Lysimeter installiert, mit denen der Straßenabfluss an der Lysimeterstation erfasst wurde. Das Sickerwasser und der Straßenabfluss wurden sowohl qualitativ als auch quantitativ erfasst. Die Probenahmen wurden während des gesamten Untersuchungszeitraumes alle zwei bzw. vier Wochen durchgeführt.

Die Abflussmengen sowie die Schwermetallkonzentrationen im Straßenabfluss und Sickerwasser sind plausibel und mit den wenigen verfügbaren Literaturwerten vergleichbar. Anhand der Abflussmengen der Leerlysimeter wurde deutlich, dass der Straßenablauf nicht homogen über die gesamte Länge der Messstation verläuft. Diese Unterschiede sind auf die Konstruktion der Fahrbahn (Betonfugen, leichte Längsneigung) und Instandhaltungsarbeiten am umgebenden Bankett (Schälung, Rasenschnitt) zurückzuführen. Die Lösungs- und Gesamtkonzentrationen der drei Leerlysimeter sind gut miteinander vergleichbar.

Die mittleren Lösungskonzentrationen der Schwermetalle im Sickerwasser der drei Bankettlysimeter liegen durchweg unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser (ausgenommen Cu bei OB). Die in dieser Studie untersuchten, standfesten Bankettvarianten OB15 und BS genügen somit den geltenden Ansprüchen hinsichtlich des Schwermetallrückhaltes. Im Sickerwasser des OB-Lysimeters kam es an mehreren Beprobungsterminen zu einer Über-

schreitung des Prüfwertes für Pb und Cu. Die erhöhten Pb- und Cu-Konzentrationen sind überwiegend auf eine Mobilisierung der im Boden gebundenen Schwermetalle durch:

- (1) mikrobiellen Abbau der organischen Bodensubstanz im Sommer und
- (2) den Einsatz von Streusalz in den Wintermonaten zurückzuführen.

Die pH-Werte im Sickerwasser der Bankettlysimeter liegen im Mittel oberhalb des neutralen Bereiches ($\text{pH} > 7$). Die erhöhten Cu-Konzentrationen werden auf die hohe Ausgangskonzentration des eingebauten OB zurückgeführt. Momentan wird diskutiert, ob neue Grenzwerte für Schwermetalle im Sickerwasser eingeführt werden sollen, die sich an den Geringfügigkeitsschwellen in LAWA (2004) orientieren. Diese Werte konnten unterhalb des Bankettaufbaus (30 cm Bodentiefe) bei den untersuchten standfesten Bankettvarianten eingehalten werden.

Die Gesamtkonzentrationen sind bei allen Metallen, ausgenommen Cd, im Mittel deutlich höher als die Lösungskonzentrationen. Insbesondere nach der späten Schneeschmelze im Frühjahr 2013 traten sehr hohe partikuläre Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter auf. Im Mittel lagen jedoch alle unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV (ausgenommen Cu und Pb bei OB und Pb bei BS). Die Schwermetallgesamtkonzentrationen im Sickerwasser der Bankettvarianten lagen oberhalb der Geringfügigkeitsschwellenwerte aus LAWA (2004) (ausgenommen Cd und Ni bei OB und Ni bei OB15), die als Vergleichsgröße herangezogen wurden. Nach geltendem Recht sind ausschließlich die im Wasser gelösten Stoffe bzw. Konzentrationen zu bewerten, Gesamtgehalte werden nicht betrachtet.

Bei der BS-Variante wurden aufgrund der hohen Durchlässigkeit des BS die höchsten Gesamtfrachten für alle Schwermetalle ermittelt. Gemäß der RAS-Ew sollte das Bankett nur schwach durchlässig sein ($K_f < 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Ziel dieser Vorgabe war die Gewährleistung eines guten Schadstoffrückhaltes (mdl. Mitteilung KOCHER und PORST 2008). Die BS-Variante erfüllt mit einem Kf-Wert von $5,5 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ diese Vorgabe nicht. Trotzdem sind die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der BS-Variante relativ niedrig und liegen alle unterhalb der Prüfwerte der BBodSchV.

Die OB15-Variante hat eine wesentlich geringere Durchlässigkeit ($K_f < 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), was zu geringeren Sickerwasserraten und einem verstärkten Oberflächenabfluss führt.

Der Straßenabfluss kann dadurch auf einer größeren Fläche versickern, was vermutlich zu einer geringeren Sickerwasserrate im Straßenrandbereich führt. Die Schwermetallfracht ist daher bei der OB15-Variante wesentlich geringer als bei der BS-Variante.

Die mit HYDRUS1D durchgeführten Modellrechnungen zeigen, dass es selbst nach 10 Jahren Laufzeit bei keiner der drei untersuchten Bankettvarianten zu einer Überschreitung der Prüfwerte im Sickerwasser kommt. Auch bei dem „worst case“-Szenario stellen die Schwermetallkonzentrationen unterhalb des Bankettes keine Gefährdung nach der BBodSchV für das Grundwasser dar. Nach den Prognosen des Modells ist die OB15-Variante die am besten geeignete Variante um die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser des Banketts langfristig gering zu halten.

5.2 Empfehlungen

Anhand der vorliegenden Ergebnisse ist davon auszugehen, dass die in der ZTVE-StB 09 beschriebenen Materialien/Varianten zur Konstruktion standfester Bankette über einen ausreichenden Schwermetallrückhalt verfügen. Die Aufbringung einer separaten Oberbodenschicht auf standfesten Banketten ist nicht erforderlich.

Die Vorgaben der BBodSchV bezüglich Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser können von einem Gemisch aus gebrochenen Gesteinskörnungen, industriell hergestellter Gesteinskörnungen und Oberboden (sogenannter Schotterrasen) eingehalten werden.

Der Begriff Schotterrasen aus der ZTV E-StB 09 sollte jedoch genauer definiert werden um sicher zu stellen, dass das Bankett eine ausreichende Schwermetallretention gewährleisten kann. Anhand der hier durchgeführten Untersuchungen wird empfohlen, einen Mindestfeinkornanteil für die im Bankettbau verwendeten Mischungen zu definieren, um die Schwermetallfrachten im Bankettbereich möglichst gering zu halten. In Verbindung mit den Untersuchungen von KOUKOULIDOU et al. (2014) zu Baustoffen für standfeste Bankette wird vorgeschla-

gen, einen Mindestfeinkornanteil von 5 M.-% festzulegen. Hinsichtlich der bautechnischen Anforderungen sollte zusätzlich ein maximaler Feinkornanteil sowie ein minimaler Kiesanteil festgelegt werden. Da dies jedoch nicht Inhalt der durchgeführten Forschung war, wird diesbezüglich auf die Ergebnisse des Vorhabens KOUKOULIDOU et al. (2014) verwiesen.

In der Projektlaufzeit konnten hauptsächlich Transport- und Retardationsprozesse in neu gebauten Banketten untersucht werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sich das Schwermetallrückhaltevermögen der Bankette im Laufe der Zeit verändert. Durch Staub- und Sedimenteintrag wird der organische Gehalt in den Banketten vermutlich zunehmen. Dieser Eintrag wird das auch Retentionsvermögen der sorptionsschwachen Bankette in Zukunft vermutlich erhöhen. Die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Bankettvarianten mit Oberboden liegen häufig höher als die der Varianten ohne Oberboden. Möglicherweise handelt es sich um einen vorübergehenden Effekt, der durch Umsetzung organischer Substanz in Folge der Umlagerung und des Einbaus des Oberbodens ausgelöst wurde. Es sollte über einen mehrjährigen Zeitraum verfolgt werden, ob diese Unterschiede anhalten, verstärken oder ob sich die Konzentrationen angleichen. Dabei sollten keine baulichen Veränderungen am Bodenkörper der Bankettlysimeter vorgenommen werden.

Um Erkenntnisse über die Änderung des Schwermetallrückhaltevermögen von Banketten zu erlangen und somit die langfristige Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser standfester Bankette besser vorhersagen zu können, wird daher eine Weiterführung der Lysimeteruntersuchungen für notwendig erachtet.

Bei der Planung von Lysimeteranlagen, die zur Erfassung von Straßenabfluss- und Sickerwasser dienen sollte verstärkt auf die große quantitative Variabilität des Straßenabflusses geachtet werden. Um repräsentativere Mengen zu erfassen und die kleinräumige Variabilität der Abflussmengen auszugleichen, sollten die Lysimeter ein größeres Einzugsgebiet erfassen. Dies könnte beispielsweise durch die Verwendung größerer Lysimeterwannen erreicht werden. Des Weiteren sollten die Lysimeter in größeren Abständen eingebaut werden, damit es nicht zu einer Beeinflussung der benachbarten Lysimeter durch seitlich überlaufendes Wasser kommt.

6 Literatur

- ALLOWAY, B. J. (ed.) (1997): Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London
- AMRHEIN, C.; STRONG, J. E. & P. A. MOSHER (1992): Effect of deicing salts on metal and organic-matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science and Technology* 26, 703-709
- BÄCKSTROM, M.; KARLSSON, S.; BACKMAN, L.; FOLKESON, L. & B. LIND (2004): Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research* 38, 720-732
- BEER, F.; SURKUS, B. & B. KOCHER (2011): Stoffeintrag in Straßenrandböden-Messzeitraum 2008/2009. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Heft V 209, 40 S. NW-Verlag Bremerhaven, 2011
- BMU (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Bonn, den 1.7.1999
- BOIVIN, P.; SAADE, M.; PFEIFFER, H. R.; HAMMECKER, C. & Y. DEGOUMOIS (2008): Depuration of highway runoff water into grass-covered embankments. *Environmental Technology* 29, 709-720
- BTR RC-StB (2004): Brandenburgische Technische Richtlinien für die Verwertung von Recycling-Baustoffen im Straßenbau; Herstellung, Prüfung, Auslieferung und Einbau; Ausgabe 2004
- DIERKES, C. & W. F. GEIGER (1999): Pollution retention capabilities of roadside soils. *Water Science and Technology* 39, 201-208
- DIN ISO 11277: Baugrund, Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung. Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin 2011
- DIN EN ISO 11885:2009: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES). Deutsche Fassung EN ISO 11885:2009. Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin 2009
- DIN EN ISO 15587-2: Aufschluss für die Bestimmung ausgewählter Elemente in Wasser Teil 2: Salpetersäure-Aufschluss (ISO 15587-2:2002)

- Deutsche Fassung EN ISO 15587-2:2002. Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin 2002
- DIN 18127: Baugrund Untersuchung von Bodenproben – Proctorversuch. Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin 2012
- DIN 18196: Erd- und Grundbau; Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke. Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin 2006
- DURNER, W. (1994): Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resources Research* 30, 211-223
- DURNER, W. & A. PETERS (2011): Hyprop 2.0 – Data evaluation software
- EARON, R.; OLOFSSON, B. & G. RENMAN (2012): Initial Effects of a New Highway Section on Soil and Groundwater. *Water Air and Soil Pollution* 223, 5413-5432
- FITSCHEN, A. & H. NORDMANN (2012): Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstrassen 2010. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen. Unterreihe Verkehrstechnik*, (230)
- FOLKESON, L.; BÆKKEN, T.; BRENČIČ, M.; ANDREW DAWSON, A.; FRANÇOIS, D.; KUŘÍMSKÁ, P.; LEITÃO, T.; LIČBINSKÝ, R. & M. VOJTĚŠEK (2009): Sources and Fate of Water Contaminants in Roads. In: DAWSON, A. (ed.): *Water in Road Structures*, Springer Netherlands
- GARRIDO, F. & M. HELMHART (2012): Lead and soil properties distributions in a roadside soil: Effect of preferential flow paths. *Geoderma*, 170, 305-313
- GOLWER, A. (1991): Belastung von Böden und Grundwasser durch Verkehrswege. *Forum Städte-Hygiene* 42 (5), 266-275
- HALLBERG, M.; RENMAN, G. & T. LUNDBOM (2007): Seasonal variations of ten metals in highway runoff and their partition between dissolved and particulate matter. *Water, Air, and Soil Pollution*, 181(1-4), 183-191
- HFA: Gutachterausschuss Forstliche Analytik (2005) *Handbuch Forstliche Analytik*. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Bonn
- HJORTENKRANS, D. S. T.; BERGBÄCK, B. G. & A. V. HÄGGERUD (2007): Metal emissions from brake linings and tires: Case studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. *Environmental Science and Technology* 41, 5224-5230
- HJORTENKRANS, D. S. T.; BERGBÄCK, B. G. & A. V. HÄGGERUD (2008): Transversal immission patterns and leachability of heavy metals in road side soils. *Journal of Environmental Monitoring* 10, 739-746
- KAYHANIAN, M.; FRUCHTMAN, B. D.; GULLIVER, J. S.; MONTANARO, C.; RANIERI, E. & S. WUERTZ (2012): Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research* 46, 6609-6624
- KLUGE, B. & G. WESSOLEK (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.; WERKENTHIN, M. & WESSOLEK, G. (2014): Metal leaching in a highway embankment on field and laboratory scale. *Science of the Total Environment* 493, 495-504. In Press
- KOCHER, B. & G. WESSOLEK (2003): Verlagerung verkehrsbedingter Stoffe mit dem Sickerwasser. FE Abschlußbericht 05.118/1997/GRB. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* Nr. 864. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Bonn
- KOCHER, B.; WESSOLEK, G. & H. STOFFREGEN (2005): Water and heavy metal transport in roadside soils. *Pedosphere* 15, 746-753
- KOCHER, B. (2006): Stoffeintrag in Straßenrandböden – Messzeitraum 2005/2006. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Heft V* 198, 41 S. NW-Verlag Bremerhaven, 2010
- KOCHER, B. (2007): Stoffeintrag in Straßenrandböden – Messzeitraum 2006/2007. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Heft V* 199, 35 S. NW-Verlag Bremerhaven, 2010

- KOUKOULIDOU, A.; HEYER, D. & E. BIRLE (2014): Baustoffe für standfeste Bankette. Abschlussbericht FE 05.177/2012/MRB
- KRETZSCHMAR, R. & H. STICHER (1997): Transport of humic-coated iron oxide colloids in a sandy soil: Influence of Ca²⁺ and trace metals. *Environmental Science and Technology* 31, 3497-3504
- LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Bericht Grund- und Trinkwasser. Kulturbuch-Verlag, Berlin
- LEE, J. Y.; KIM, H.; KIM, Y. & M. Y. HAN (2011): Characteristics of the event mean concentration (EMC) from rainfall runoff on an urban highway. *Environmental Pollution*, 159(4), 884-888
- LINDGREN, Å. (1996): Asphalt wear and pollution transport. *Science of the Total Environment* 189, 281-286
- LUGV-LANDESAMT (2012): Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.299504.de>
- MOTTO, H. L.; DAINES, R. H.; CHILKO, D. M. & C. K. MOTTO (1970): Lead in soils and plants – its relationship to traffic volume and proximity to highways. *Environmental Science and Technology* 4, 231-237
- Mündliche Mitteilung 2008. Kocher, B. und Porst, F.; Mitglieder des Arbeitskreises 5.2.2 RAS-EW zur Erarbeitung der RAS-EW 2005
- MUSCHAK, W. (1990): Pollution of street run-off by traffic and local conditions. *Science of the Total Environment* 93, 419-431
- NEHLS, T.; JOZEFACIUK, G.; SOKOLOWSKA, Z.; HAJNOS, M. & G. WESSOLEK (2008): Filter properties of seam material from paved urban soils. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(2), 691-702
- NORRSTRÖM, A. C. (2005): Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry*, 20(10), 1907-1919
- PAGOTTO, C.; REMY, N.; LEGRET, M. & P. LE CLOIREC (2001): Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway. *Environmental Technology*, 22, 307-19
- PRIESACK, E. & W. DURNER (2006): Closed-form expression for the multi-modal unsaturated conductivity function. *Vadose Zone* 5, 121-124
- RADENBERG, M. & J. KOLLAR (2010): Laborverfahren zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von ungebundenen Baustoffen. *Forschung Strassenbau und Straßenverkehrstechnik*, (1041)
- RAMAKRISHNA, D. M. & T. VIRARAGHAVAN (2005): Environmental impact of chemical deicers – A review. *Water Air and Soil Pollution* 166, 49-63
- RAS-EW (2005): Richtlinie für die Anlage von Straßen, Teil Entwässerung (RAS-EW). *Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen*, Ausgabe
- REINIRKENS, P. (1996): Analysis of emissions through traffic volume in roadside soils and their effects on seepage water. *Science of the Total Environment* 189, 361-369
- REVITT, D. M.; HAMILTON, R. S. & R. S. WARREN (1990): The transport of heavy-metals within a small urban catchment. *Science of the Total Environment* 93, 359-373
- ROULIER, S.; ROBINSON, B.; KUSTER, E. & R. SCHULIN (2008): Analysing the preferential transport of lead in a vegetated roadside soil using lysimeter experiments and a dual-porosity model. *European Journal of Soil Science* 59, 61-70
- SCHARNAGEL, B. & W. DURNER (2014): Bestimmung von Wassergehalts- Saugspannungsfunktionen für Böden, RC Baustoffe und HMVA. Entwurf Abschlussbericht FE 05.0162/2011/LRB
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. & H. P. BLUME (2010): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 16. Aufl. Heidelberg, Berlin: Spektrum, Akad. Verl.
- ŠIMŮNEK, J.; ŠEJNA, M.; SAITO, H.; SAKAI, M. & M. TH. van GENUCHTEN (2008): *The Hydrus-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media*, Version 4.08, HYDRUS Software Series 3, Department of

- Environmental Sciences, University of California Riverside
- STLK LB 112: Standardleistungskatalog für den Straßen- und Brückenbau Leistungsbereich 112, „Schichten ohne Bindemittel“, Ausgabe Oktober 2010, FGSV Verlag, Köln
- THORPE, A. & R. M. HARRISON (2008): Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Science of the total environment*, 400(1), 270-282
- TL SoB-StB: Technische Lieferbedingungen für Baustoffgemische und Böden zur Herstellung von Schichten ohne Bindemittel im Straßenbau, TL SoB-StB 04, Ausgabe 2004, Fassung 2007. FGSV Verlag, FGSV Nr. 697, Köln 2007
- TL Gestein-StB: Technische Lieferbedingungen für Gesteinskörnungen im Straßenbau, TL Gestein-StB 04, Ausgabe 2004, Fassung 2007. FGSV Verlag, FGSV Nr. 613, Köln 2008
- TURER, D. & B. MAYNARD (2003): Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of Corpus Christi, Texas and Cincinnati, Ohio shows organic matter is key to mobility. *Clean Technologies and Environmental Policy* 4, 235-245
- UMS 2011. HYPROP Bedienungsanleitung. UMS GmbH München
- WENG, L.; TEMMINGHOFF, E. J.; LOFTS, S.; TIPPING, E. & W. H. van RIEMSDIJK (2002): Complexation with dissolved organic matter and solubility control of heavy metals in a sandy soil. *Environmental Science & Technology*, 36(22), 4804-4810
- WERKENTHIN, M., KLUGE, B. & G. WESSOLEK (2014): Metals in European roadside soils and soil solution – A review. *Environmental Pollution*, 189, 98-110
- WESSOLEK, G.; KLUGE, B.; TOLAND, A.; NEHLS, T.; KLINGELMANN, E.; RIM, Y. N.; MEKIFFER, B. & S. TRINKS (2011): Urban Soils in the Vadose Zone. In: ENDLICHER, W. (Ed.): *Perspectives in Urban Ecology*, Springer Berlin Heidelberg
- ZANDERS, J. M. (2005): Road sediment: characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Science of the Total Environment*, 339(1), 41-47
- ZECHMEISTER, H. G.; HOHENWALLNER, D.; RISS, A. & A. HANUS-ILLAR (2005): Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environmental Pollution* 138, 238-249
- ZTVE-StB: Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Erdarbeiten im Straßenbau, ZTV E-StB 09, Ausgabe 2009. FGSV Verlag, FGSV-Nr. 599, Köln 2009

Anhang

Tab. 17: Mittelwerte, 25 und 75 Perzentile, Mediane sowie Minimale und Maximale gelöste Schwermetallkonzentration im Sickerwasser der Bankettlysimeter und im Straßenabfluss

| Lysimeter | Parameter | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|-------------------|-----------|------|-------|--------|-------|-------|--------|
| | | µg/l | | | | | |
| OB gelöst | Min. | 0,00 | 0,10 | 9,60 | 1,38 | 0,00 | 9,50 |
| | 25 Perz. | 0,15 | 3,24 | 28,10 | 4,39 | 4,90 | 28,45 |
| | Median | 0,30 | 7,01 | 73,60 | 5,94 | 11,20 | 42,40 |
| | Mittelw. | 0,59 | 6,95 | 83,79 | 8,20 | 14,09 | 42,30 |
| | 75 Perz. | 0,55 | 9,42 | 110,80 | 8,73 | 18,95 | 52,80 |
| | Max. | 4,06 | 19,05 | 393,60 | 35,20 | 59,84 | 96,65 |
| OB15 gelöst | Min. | 0,00 | 1,25 | 3,35 | 1,09 | 0,00 | 0,45 |
| | 25 Perz. | 0,18 | 2,46 | 7,80 | 3,12 | 1,23 | 7,90 |
| | Median | 0,30 | 3,61 | 11,80 | 5,82 | 2,27 | 10,70 |
| | Mittelw. | 0,42 | 4,99 | 19,76 | 6,48 | 3,43 | 18,34 |
| | 75 Perz. | 0,50 | 5,50 | 20,60 | 7,94 | 4,86 | 25,90 |
| | Max. | 1,75 | 24,60 | 90,70 | 29,10 | 9,90 | 95,55 |
| BS gelöst | Min. | 0,00 | 1,30 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 0,20 |
| | 25 Perz. | 0,11 | 3,25 | 2,95 | 1,81 | 0,43 | 3,00 |
| | Median | 0,22 | 4,12 | 6,55 | 3,55 | 1,89 | 6,60 |
| | Mittelw. | 0,27 | 5,43 | 8,33 | 5,06 | 2,50 | 10,89 |
| | 75 Perz. | 0,35 | 7,20 | 12,00 | 6,42 | 3,80 | 14,70 |
| | Max. | 1,34 | 18,15 | 26,36 | 16,32 | 8,20 | 49,30 |
| LL (1,2,3) gelöst | Min. | 0,00 | 1,95 | 9,37 | 0,63 | 0,00 | 24,35 |
| | 25 Perz. | 0,07 | 3,58 | 12,18 | 1,44 | 0,30 | 33,33 |
| | Median | 0,13 | 4,65 | 16,13 | 2,35 | 0,84 | 50,06 |
| | Mittelw. | 0,20 | 4,82 | 20,04 | 2,42 | 1,54 | 53,10 |
| | 75 Perz. | 0,23 | 5,34 | 26,87 | 3,23 | 1,59 | 61,88 |
| | Max. | 1,28 | 10,17 | 39,43 | 5,34 | 6,40 | 163,67 |

Tab. 18: Mittelwerte, 25 und 75 Perzentile, Mediane sowie Minimale und Maximale gesamt Schwermetallkonzentration im Sickerwasser der Bankettlysimeter und im Straßenabfluss

| Lysimeter | Parameter | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|-------------------|-----------|-------|---------|--------|--------|--------|---------|
| | | µg/l | | | | | |
| OB gesamt | Min. | 0,00 | 0,88 | 12,65 | 1,38 | 7,00 | 16,12 |
| | 25 Perz. | 0,25 | 11,72 | 82,50 | 6,19 | 21,75 | 73,56 |
| | Median | 0,38 | 19,50 | 110,80 | 9,00 | 36,38 | 85,87 |
| | Mittelw. | 0,73 | 27,64 | 138,05 | 15,88 | 48,41 | 122,49 |
| | 75 Perz. | 0,72 | 30,16 | 174,31 | 15,56 | 59,44 | 109,28 |
| | Max. | 5,06 | 96,94 | 534,00 | 73,42 | 170,00 | 657,75 |
| OB15 gesamt | Min. | 0,10 | 2,69 | 7,70 | 2,50 | 1,63 | 3,20 |
| | 25 Perz. | 0,29 | 4,58 | 12,75 | 3,98 | 5,69 | 20,27 |
| | Median | 0,50 | 9,06 | 16,62 | 10,01 | 9,50 | 31,62 |
| | Mittelw. | 1,37 | 87,03 | 69,00 | 57,90 | 61,41 | 191,83 |
| | 75 Perz. | 0,97 | 24,03 | 55,62 | 25,80 | 26,31 | 121,94 |
| | Max. | 12,94 | 1130,13 | 514,00 | 686,04 | 699,58 | 1980,81 |
| BS gesamt | Min. | 0,10 | 3,03 | 2,15 | 1,88 | 0,29 | 1,35 |
| | 25 Perz. | 0,33 | 5,16 | 9,18 | 6,50 | 7,63 | 18,51 |
| | Median | 0,44 | 14,69 | 20,88 | 11,59 | 22,50 | 54,94 |
| | Mittelw. | 0,96 | 70,62 | 58,09 | 49,72 | 52,71 | 236,20 |
| | 75 Perz. | 0,97 | 50,59 | 33,56 | 40,87 | 65,31 | 152,00 |
| | Max. | 6,13 | 700,88 | 386,50 | 485,75 | 416,75 | 1848,44 |
| LL (1,2,3) gesamt | Min. | 0,05 | 7,06 | 10,60 | 0,63 | 2,07 | 43,18 |
| | 25 Perz. | 0,15 | 11,37 | 37,62 | 4,31 | 6,31 | 112,24 |
| | Median | 0,19 | 12,58 | 59,00 | 6,08 | 7,81 | 140,33 |
| | Mittelw. | 0,40 | 24,37 | 88,98 | 11,05 | 16,57 | 329,74 |
| | 75 Perz. | 0,48 | 17,13 | 84,67 | 9,60 | 13,03 | 204,72 |
| | Max. | 1,92 | 217,63 | 677,42 | 97,29 | 148,63 | 3544,42 |

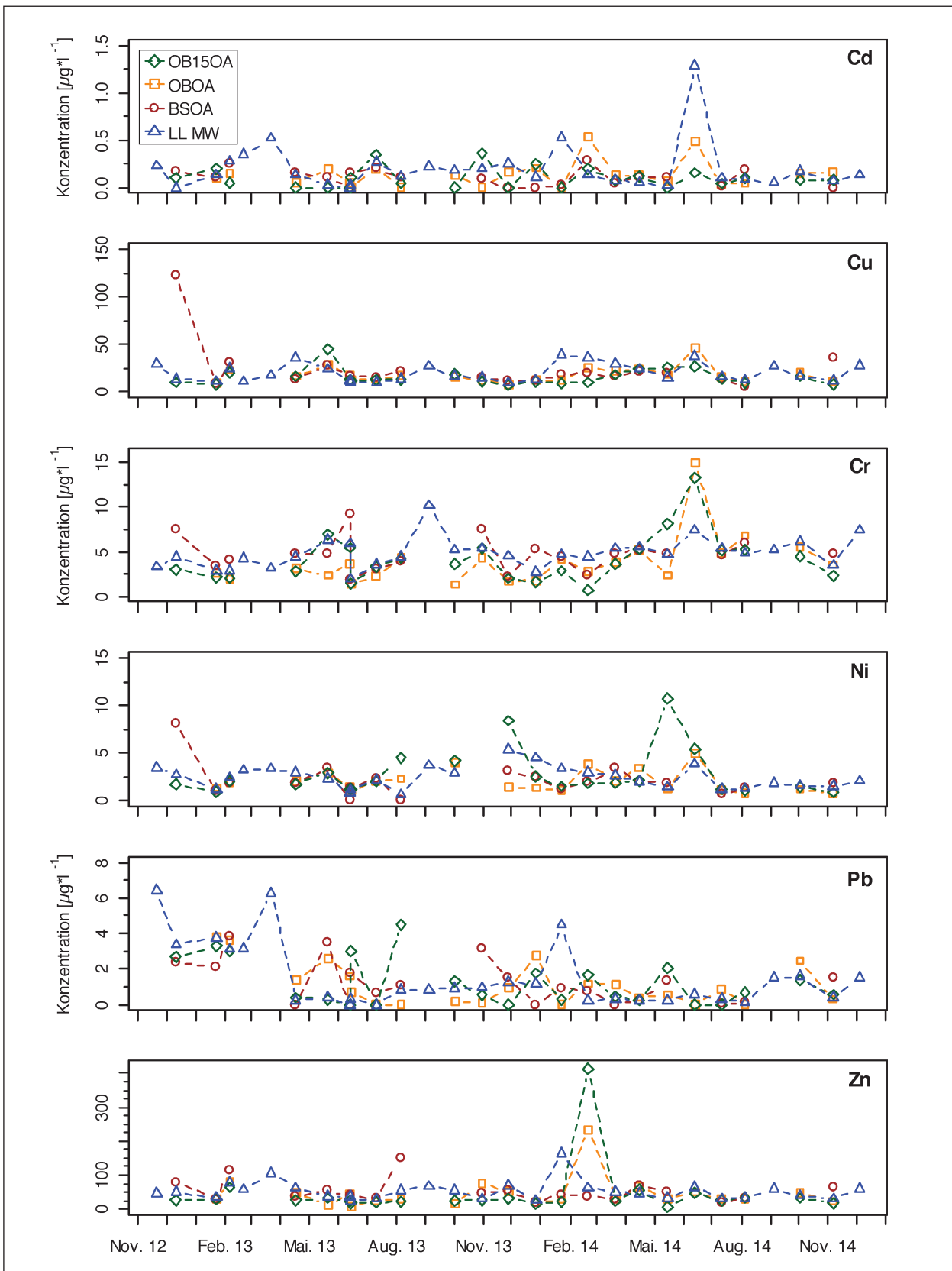


Bild 61: Lösungskonzentrationen der Schwermetalle in den Oberflächenabflüssen der drei Bankettlysimeter (Versickerung) sowie die mittleren Konzentrationen des Straßenabflusses

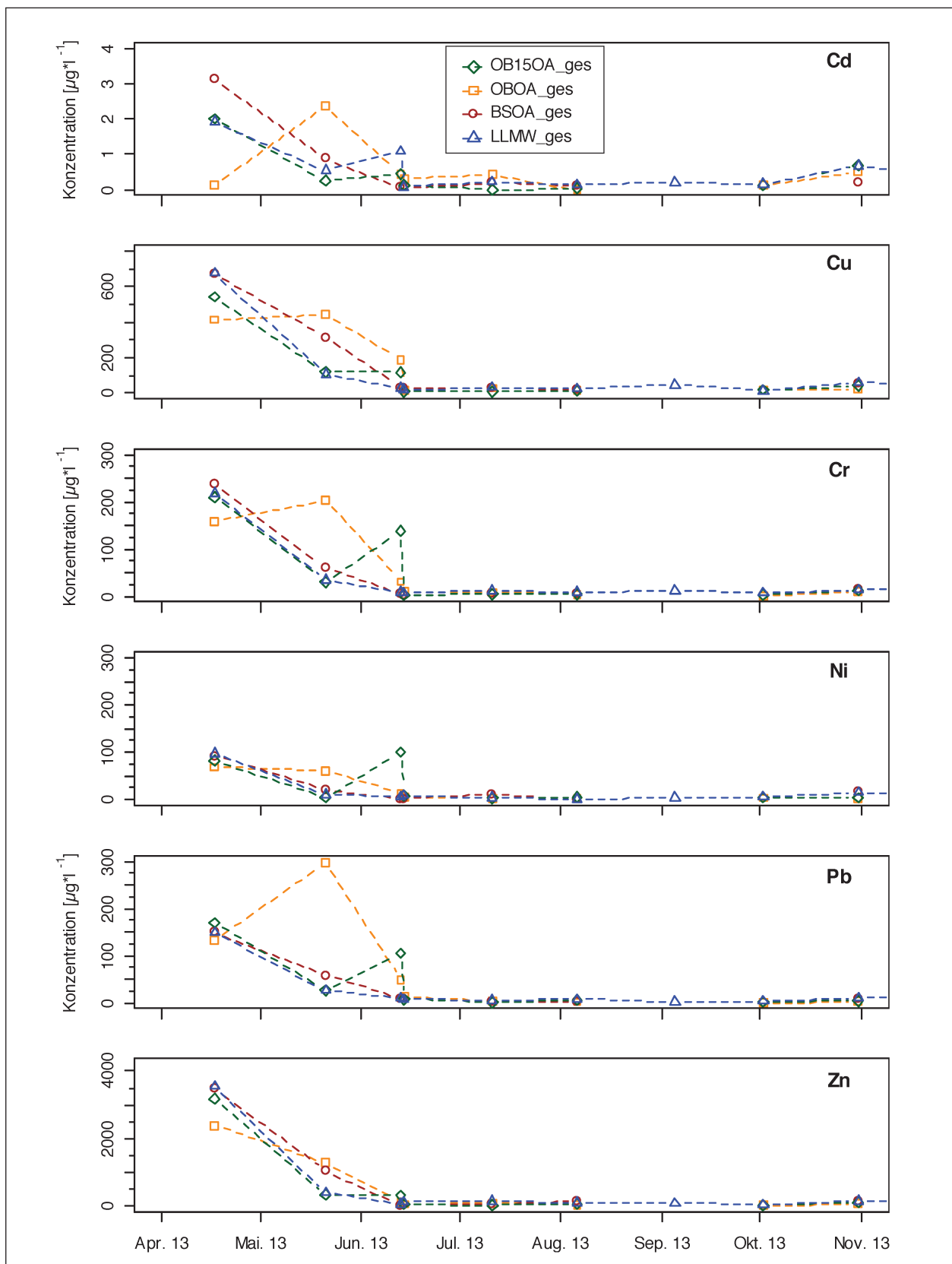


Bild 62: Gesamtkonzentrationen der Schwermetalle in den Oberflächenabflüssen der drei Bankettlysimeter (Versickerung) sowie die mittleren Konzentrationen des Straßenabflusses

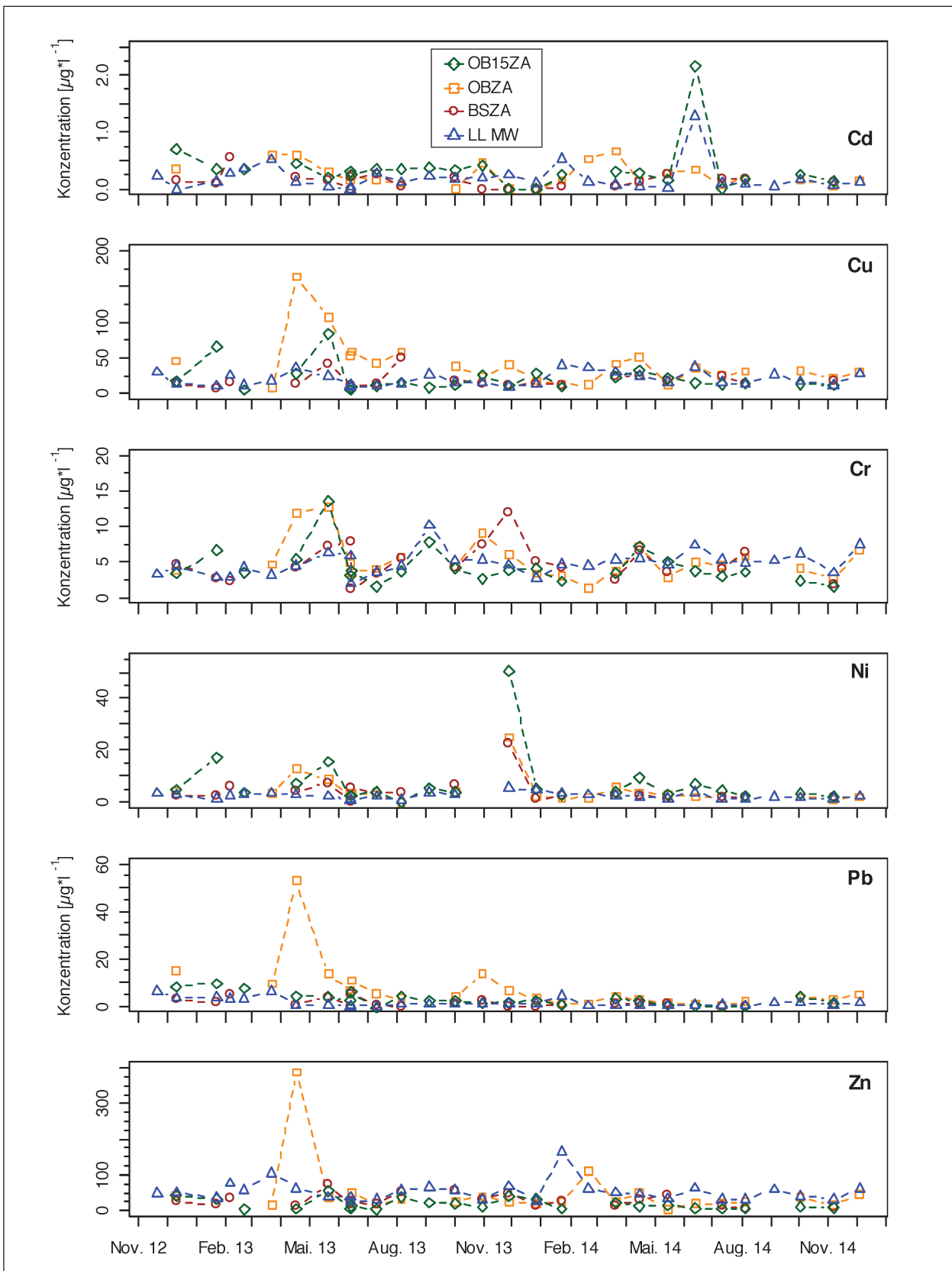


Bild 63: Lösungskonzentrationen der Schwermetalle in den Oberflächenabflüssen der drei Bankettlysimeter (Versickerung) sowie die mittleren Konzentrationen des Straßenabflusses

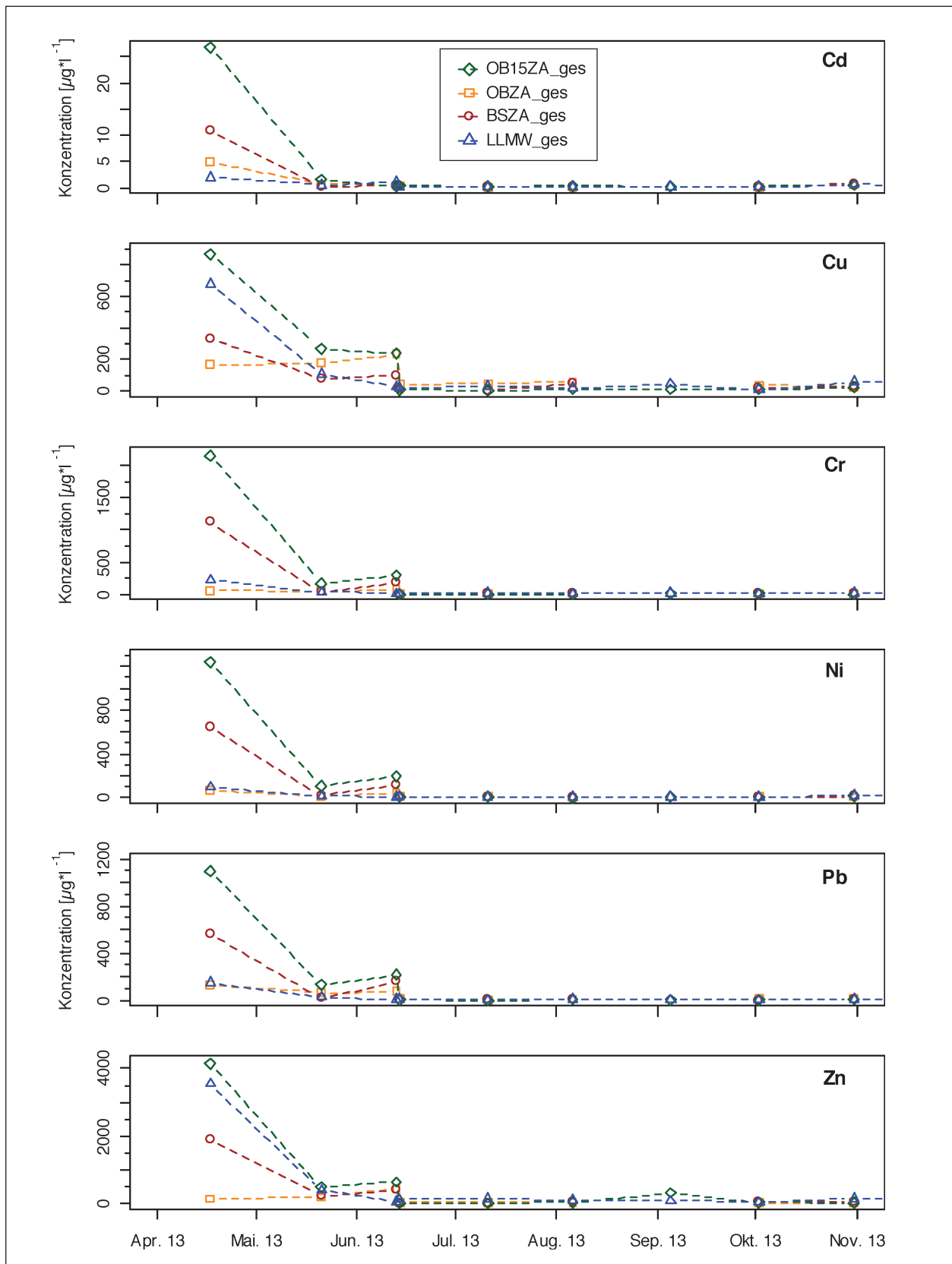


Bild 64: Gesamtkonzentrationen der Schwermetalle in den Oberflächenabflüssen der drei Bankettlysimeter (Versickerung) sowie die mittleren Konzentrationen des Straßenabflusses

Tab. 19: Mittelwerte, 25 und 75 Perzentile, Mediane sowie Minimale und Maximale gelöste und gesamt Schwermetallkonzentration im Zwischenabfluss der Bankettlysimeter

| Lysimeter | Parameter | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|---------------|-----------|-------|---------|--------|---------|---------|---------|
| | | µg/l | | | | | |
| OBZA gelöst | Min. | 0,00 | 1,31 | 7,10 | 0,00 | 0,30 | 4,45 |
| | 25 Perz. | 0,12 | 3,64 | 22,15 | 1,76 | 2,27 | 19,55 |
| | Median | 0,15 | 4,55 | 35,85 | 2,60 | 3,80 | 24,65 |
| | Mittelw. | 0,25 | 5,25 | 41,56 | 4,26 | 7,34 | 46,99 |
| | 75 Perz. | 0,34 | 5,93 | 48,15 | 3,99 | 8,20 | 40,27 |
| | Max. | 0,66 | 12,75 | 163,40 | 24,97 | 52,80 | 387,55 |
| OB15ZA gelöst | Min. | 0,00 | 1,59 | 4,50 | 0,00 | -0,90 | 3,75 |
| | 25 Perz. | 0,19 | 3,06 | 10,68 | 2,66 | 0,90 | 5,70 |
| | Median | 0,30 | 3,65 | 13,90 | 3,88 | 2,25 | 12,30 |
| | Mittelw. | 0,35 | 4,32 | 20,37 | 7,21 | 2,89 | 18,09 |
| | 75 Perz. | 0,35 | 4,60 | 23,77 | 6,38 | 4,14 | 27,23 |
| | Max. | 2,15 | 13,55 | 83,80 | 50,60 | 9,50 | 55,95 |
| BSZA gelöst | Min. | 0,00 | 1,20 | 6,70 | 0,00 | 0,00 | 5,95 |
| | 25 Perz. | 0,05 | 3,18 | 12,39 | 2,08 | 0,06 | 14,14 |
| | Median | 0,14 | 4,23 | 13,43 | 2,53 | 0,74 | 25,18 |
| | Mittelw. | 0,14 | 4,85 | 18,34 | 4,23 | 1,29 | 28,13 |
| | 75 Perz. | 0,20 | 6,49 | 20,02 | 4,80 | 1,82 | 36,41 |
| | Max. | 0,55 | 12,06 | 50,30 | 22,42 | 5,10 | 72,30 |
| OBZA gesamt | Min. | 0,06 | 5,81 | 24,00 | 0,00 | 6,25 | 24,95 |
| | 25 Perz. | 0,12 | 8,58 | 42,02 | 3,52 | 10,62 | 37,36 |
| | Median | 0,41 | 9,74 | 52,36 | 7,38 | 13,71 | 40,86 |
| | Mittelw. | 0,90 | 26,35 | 98,80 | 17,02 | 40,94 | 116,96 |
| | 75 Perz. | 0,55 | 46,45 | 170,22 | 17,84 | 67,69 | 152,17 |
| | Max. | 4,88 | 70,50 | 235,00 | 69,42 | 130,58 | 429,50 |
| OB15ZA gesamt | Min. | 0,25 | 2,13 | 5,25 | 0,00 | 0,13 | 1,50 |
| | 25 Perz. | 0,31 | 3,65 | 10,95 | 4,27 | 3,26 | 24,75 |
| | Median | 0,35 | 4,12 | 15,20 | 8,60 | 7,13 | 38,25 |
| | Mittelw. | 3,45 | 293,14 | 161,62 | 174,39 | 163,61 | 632,13 |
| | 75 Perz. | 0,63 | 165,63 | 239,38 | 104,25 | 131,50 | 486,75 |
| | Max. | 26,75 | 2150,88 | 868,75 | 1238,42 | 1095,83 | 4138,62 |
| BSZA gesamt | Min. | 0,06 | 0,38 | 1,50 | 0,63 | 1,88 | 3,44 |
| | 25 Perz. | 0,13 | 4,48 | 16,33 | 3,50 | 4,69 | 43,91 |
| | Median | 0,26 | 9,43 | 40,59 | 7,99 | 5,88 | 58,19 |
| | Mittelw. | 1,62 | 169,45 | 78,04 | 100,80 | 96,03 | 338,17 |
| | 75 Perz. | 0,52 | 65,84 | 85,47 | 41,06 | 53,13 | 269,44 |
| | Max. | 10,94 | 1120,25 | 332,75 | 648,79 | 567,33 | 1882,94 |

Tab. 20: Mittelwerte, 25 und 75 Perzentile, Mediane sowie Minimale und Maximale gelöste und gesamt Schwermetallkonzentration im Oberflächenabfluss der Bankettlysimeter

| Lysimeter | Parameter | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|---------------|-----------|------|--------|--------|--------|--------|---------|
| | | µg/l | | | | | |
| OBOA gelöst | Min. | 0,00 | 1,33 | 7,55 | 0,71 | 0,00 | 6,55 |
| | 25 Perz. | 0,04 | 2,23 | 12,25 | 1,16 | 0,13 | 24,90 |
| | Median | 0,13 | 3,36 | 15,88 | 1,40 | 0,80 | 30,35 |
| | Mittelw. | 0,14 | 3,85 | 17,61 | 1,98 | 1,12 | 45,79 |
| | 75 Perz. | 0,17 | 4,33 | 21,55 | 2,30 | 1,55 | 50,01 |
| | Max. | 0,53 | 15,03 | 45,70 | 4,97 | 3,80 | 233,90 |
| OB15OA gelöst | Min. | 0,00 | 0,71 | 7,10 | 0,82 | 0,00 | 6,40 |
| | 25 Perz. | 0,00 | 2,21 | 10,05 | 1,29 | 0,27 | 21,75 |
| | Median | 0,08 | 3,60 | 12,50 | 1,81 | 0,57 | 27,00 |
| | Mittelw. | 0,10 | 4,14 | 15,51 | 2,77 | 1,23 | 45,25 |
| | 75 Perz. | 0,14 | 5,29 | 18,15 | 2,79 | 1,92 | 32,23 |
| | Max. | 0,36 | 13,31 | 44,90 | 10,73 | 4,50 | 412,10 |
| BSOA gelöst | Min. | 0,00 | 1,90 | 5,55 | 0,00 | 0,00 | 17,40 |
| | 25 Perz. | 0,02 | 3,71 | 13,64 | 1,22 | 0,10 | 31,76 |
| | Median | 0,10 | 4,78 | 16,90 | 1,80 | 1,02 | 41,55 |
| | Mittelw. | 0,11 | 4,71 | 23,02 | 2,06 | 1,25 | 51,89 |
| | 75 Perz. | 0,16 | 5,17 | 21,07 | 2,33 | 1,88 | 57,01 |
| | Max. | 0,29 | 9,20 | 123,20 | 8,10 | 3,80 | 151,35 |
| OBOA gesamt | Min. | 0,00 | 1,33 | 13,25 | 2,00 | 0,25 | 24,38 |
| | 25 Perz. | 0,13 | 7,26 | 16,39 | 3,01 | 2,69 | 49,47 |
| | Median | 0,38 | 9,53 | 23,62 | 4,31 | 8,75 | 81,94 |
| | Mittelw. | 0,54 | 53,15 | 141,88 | 19,79 | 62,73 | 508,28 |
| | 75 Perz. | 0,45 | 63,00 | 241,34 | 25,06 | 69,96 | 405,34 |
| | Max. | 2,38 | 203,00 | 444,25 | 68,42 | 297,25 | 2387,50 |
| OB15OA gesamt | Min. | 0,00 | 3,31 | 6,13 | 3,10 | 1,38 | 25,45 |
| | 25 Perz. | 0,11 | 4,09 | 11,22 | 4,00 | 4,09 | 46,36 |
| | Median | 0,19 | 8,78 | 29,51 | 4,40 | 7,38 | 92,31 |
| | Mittelw. | 0,46 | 50,98 | 107,92 | 26,30 | 40,59 | 513,55 |
| | 75 Perz. | 0,50 | 57,66 | 117,65 | 26,40 | 46,29 | 318,81 |
| | Max. | 2,00 | 209,88 | 542,50 | 100,70 | 170,08 | 3172,38 |
| BSOA gesamt | Min. | 0,06 | 2,13 | 21,30 | 0,00 | 0,88 | 22,38 |
| | 25 Perz. | 0,09 | 4,61 | 26,81 | 1,25 | 5,88 | 45,06 |
| | Median | 0,19 | 5,38 | 30,62 | 10,12 | 9,00 | 145,94 |
| | Mittelw. | 0,66 | 46,86 | 163,74 | 20,22 | 34,03 | 704,38 |
| | 75 Perz. | 0,53 | 37,28 | 182,69 | 18,38 | 33,75 | 594,92 |
| | Max. | 3,13 | 236,75 | 675,25 | 92,17 | 149,08 | 3482,38 |

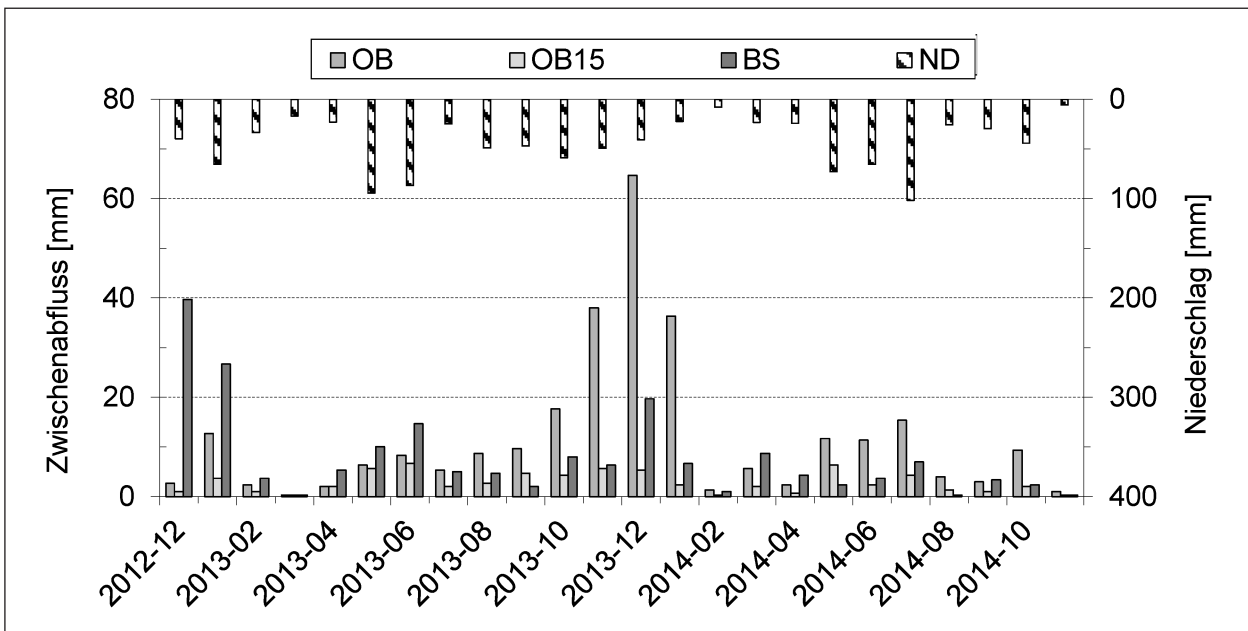


Bild 65: Monatlicher Zwischenabfluss der Bankettlysimeter und Niederschlag ab Dez. 2012

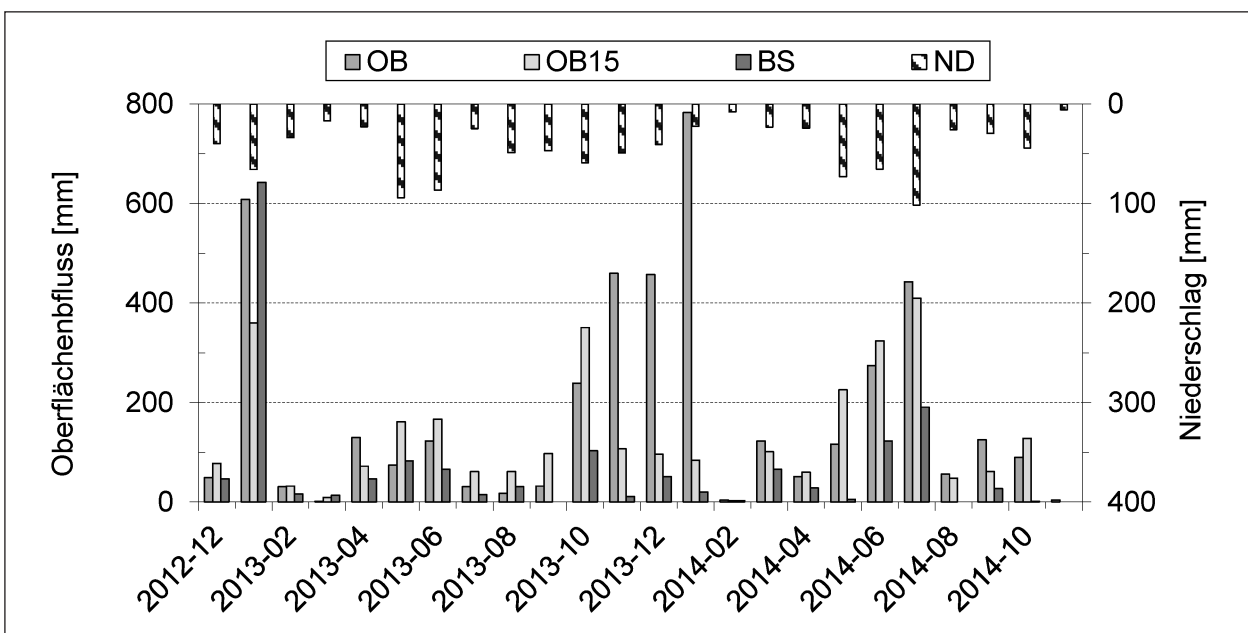


Bild 66: Monatlicher Oberflächenabfluss der Bankettlysimeter und Niederschlag ab Dez. 2012

Tab. 21: Gegenüberstellung der bodenkundlichen und bautechnischen Bezeichnungen der untersuchten Materialien

| Material | Bautechnische Bezeichnung (DIN 18196) | Bodenkundliche Bezeichnung Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5) |
|-----------------|---|---|
| OB | Oberboden | Lehmiger Sand, SI2, Corg < 4%, GV < 8% |
| OB15 | Schotterrasen mit 15% Oberboden Gemischtkörniger Boden der Bodengruppe GU, Kies-Schluff-Gemisch nach DIN 18196 | Kippmenge von Reingruß (25-< 50% Gruß) und schwach schluffigem Sand (50-<75%), oj – zz + Su2* |
| BS | Baustoffgemisch für Schottertragschichten aus natürlicher Gesteinskörnung (0/32), weit gestufte Kies-Sand-Gemische (GW) nach DIN 18196 | Kippmenge von Reingruß (50-< 75% Gruß) und feinsandigem Mittelsand (25- <50%), oj – zz + mSfs* |

Schriftenreihe

Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen

Unterreihe „Verkehrstechnik“

2014

V 246: Auswirkungen von Lang-Lkw auf die Verkehrssicherheit in Einfahrten auf Autobahnen

Kathmann, Roggendorf, Kemper, Baier

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 247: Befahrbarkeit plangleicher Knotenpunkte mit Lang-Lkw
Lippold, Schemmel

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 248: Verkehrsnachfragewirkungen von Lang-Lkw – Grundlagentermittlung

Burg, Röhling

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

2015

V 249: Auswirkungen von Querschnittsgestaltung und längsgerichteten Markierungen auf das Fahrverhalten auf Landstraßen

Schlag, Voigt, Lippold, Enzfelder

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 250: Befahrbarkeit spezieller Verkehrsanlagen auf Autobahnen mit Lang-Lkw

Lippold, Schemmel

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 251: Einsatzbereiche und Einsatzgrenzen von Straßenumgestaltungen nach dem „Shared Space“-Gedanken

Baier, Engelen, Klemps-Kohnen, Reinartz

€ 18,50

V 252: Standortkataster für Lärmschutzanlagen mit Ertragsprognose für potenzielle Photovoltaik-Anwendungen

Gündra, Barron, Henrichs, Jäger, Höfle, Marx,

Peters, Reimer, Zipf

€ 15,00

V 253: Auswirkungen von Lang-Lkw auf die Sicherheit und den Ablauf des Verkehrs in Arbeitsstellen

Baier, Kemper

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 254: Beanspruchung der Straßeninfrastruktur durch Lang-Lkw
Wellner, Uhlig

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 255: Überholen und Räumen – Auswirkungen auf Verkehrssicherheit und Verkehrsablauf durch Lang-Lkw

Zimmermann, Riffel, Roos

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 256: Grundlagen für die Einbeziehung der sonstigen Anlagenteile von Straßen in die systematische Straßenerhaltung als Voraussetzung eines umfassenden Asset Managements

Zander, Birbaum, Schmidt

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 257: Führung des Radverkehrs im Mischverkehr auf innerörtlichen Hauptverkehrsstraßen

Ohm, Fiedler, Zimmermann, Kraxenberger, Maier

Hantschel, Otto € 18,00

V 258: Regionalisierte Erfassung von Straßenwetter-Daten

Holldorb, Streich, Uhlig, Schäufele

€ 18,00

V 259: Berücksichtigung des Schwerverkehrs bei der Modellierung des Verkehrsablaufs an planfreien Knotenpunkten

Geistefeldt, Sievers

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 260: Berechnung der optimalen Streudichte im Straßenwinterdienst

Hausmann

€ 15,50

V 261: Nutzung von Radwegen

in Gegenrichtung – Sicherheitsverbesserungen

Alrutz, Bohle, Busek

€ 16,50

V 262: Verkehrstechnische Optimierung des Linksabbiegens vom nachgeordneten Straßennetz auf die Autobahn zur Vermeidung von Falschfahrten

Maier, Pohle, Schmotz, Nirschl, Erbsmehl

€ 16,00

V 263: Verkehrstechnische Bemessung von Landstraßen – Weiterentwicklung der Verfahren

Weiser, Jäger, Riedl, Weiser, Lohoff

€ 16,50

V 264: Qualitätsstufenkonzepte zur anlagenübergreifenden Bewertung des Verkehrsablaufs auf Außerortsstraßen

Weiser, Jäger, Riedl, Weiser, Lohoff

€ 17,00

V 265: Entwurfstechnische Empfehlungen für Autobahntunnelstrecken

Bark, Kutschera, Resnikow, Baier, Schuckließ

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 266: Verfahren zur Bewertung der Verkehrs- und Angebotsqualität von Hauptverkehrsstraßen

Baier, Hartkopf

€ 14,50

V 267: Analyse der Einflüsse von zusätzlichen Textanzeigen im Bereich von Streckenbeeinflussungsanlagen

Hartz, Saighani, Eng, Deml, Barby

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 268: Motorradunfälle – Einflussfaktoren der Verkehrsinfrastruktur

Hegewald, Fürneisen, Tautz

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

2016

V 269: Identifikation von unfallauffälligen Stellen motorisierter Zweiradfahrer innerhalb geschlossener Ortschaften

Pohle, Maier

€ 16,50

V 270: Analyse der Auswirkungen des Klimawandels auf den Straßenbetriebsdienst (KliBet)

Holldorb, Rumpel, Biberach, Gerstengarbe,

Österle, Hoffmann

€ 17,50

V 271: Verfahren zur Berücksichtigung von Nachhaltigkeitskriterien bei der Ausschreibung von Elementen der Straßeninfrastruktur

Offergeld, Funke, Eschenbruch, Fandrey, Röwekamp

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

- V 272: Einsatzkriterien für Baubetriebsformen
Göttgens, Kemper, Volkenhoff, Oeser,
Geistefeldt, Hohmann € 16,00
- V 273: Autobahnverzeichnis 2016
Kühnen € 25,50
- V 274: Liegedauer von Tausalzen auf Landstraßen
Schulz, Zimmermann, Roos € 18,00
- V 275: Modellversuch für ein effizientes Störfallmanagement auf Bundesautobahnen
Grahl, Skottke
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 276: Psychologische Wirkung von Arbeitsstellen auf die Verkehrsteilnehmer
Petzoldt, Mair, Krems, Roßner, Bullinger € 30,50
- V 277: Verkehrssicherheit in Einfahrten auf Autobahnen
Kathmann, Roggendorf, Scotti
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 278: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2014
Fitschen, Nordmann € 30,50
- V 279: HBS-konforme Simulation des Verkehrsablaufs auf Autobahnen
Geistefeldt, Giuliani, Busch, Schendzielorz, Haug,
Vortisch, Leyn, Trapp € 23,00
- ## 2017
- V 280: Demografischer Wandel im Straßenbetriebsdienst – Analyse der möglichen Auswirkungen und Entwicklung von Lösungsstrategien
Pollack, Schulz-Ruckriegel € 15,50
- V 281: Entwicklung von Maßnahmen gegen Unfallhäufungsstellen – Weiterentwicklung der Verfahren
Maier, Berger, Kollmus € 17,50
- V 282: Aktualisierung des Überholmodells auf Landstraßen
Lippold, Vettors, Steinert € 19,50
- V 283: Bewertungsmodelle für die Verkehrssicherheit von Autobahnen und von Landstraßenknotenpunkten
Bark, Krähling, Kutschera, Baier, Baier, Klemps-Kohnen,
Schuckließ, Maier, Berger € 19,50
- V 284: Berücksichtigung des Schwerverkehrs bei der Modellierung des Verkehrsablaufs an planfreien Knotenpunkten
Geistefeldt, Sievers
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 285: Praxisgerechte Anforderungen an Tausalz
Kamptner, Thümmeler, Ohmann
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 286: Telematisch gesteuertes Kompaktparken – Grundlagen und Entwicklung
Kleine, Lehmann € 16,50
- V 287: Werkzeuge zur Durchführung des Bestandsaudits und einer erweiterten Streckenkontrolle
Bark, Kutschera, Resnikow,
Follmann, Biederbick € 21,50
- V 288: Überholungen von Lang-Lkw - Auswirkungen auf die Verkehrssicherheit und den Verkehrsablauf
Roos, Zimmermann, Köhler
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 289: Verkehrsqualität an verkehrabhängig gesteuerten und koordinierten Lichtsignalanlagen
Geistefeldt, Giuliani, Vieten, Dias Pais € 20,00
- V 290: Fahrleistungserhebung 2014 – Inländerfahrleistung
Bäumer, Hautzinger, Pfeiffer, Stock, Lenz,
Kuhnimhof, Köhler € 19,00
- V 291: Fahrleistungserhebung 2014 – Inlandsfahrleistung und Unfallrisiko
Bäumer, Hautzinger, Pfeiffer, Stock, Lenz,
Kuhnimhof, Köhler € 18,50
- V 292: Verkehrsnachfragewirkungen von Lang-Lkw
Burg, Schrempp, Röhling, Klaas-Wissing, Schreiner
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 293: Ermittlung der geeigneten Verkehrsnachfrage als Bemessungsgrundlage von Straßen
Geistefeldt, Hohmann, Estel
Unterauftragnehmer: Manz € 17,50
- V 294: Wirtschaftlichkeitsbewertung besonderer Parkverfahren zur Lkw-Parkkapazitätserhöhung an BAB
Maibach, Tacke, Kießig € 15,50
- V 295: Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss
Grotehusmann, Lambert, Fuchs, Graf € 16,50
- V 296: Parken auf Rastanlagen mit Fahrzeugen und Fahrzeugkombinationen mit Übergröße
Lippold, Schemmel, Kathmann, Schroeder
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- ## 2018
- V 297: Sicherheitstechnische Überprüfung von Elementen plan gleicher Knotenpunkte an Landstraßen
Zimmermann, Beeh, Schulz, Roos
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 298: Verfahren zur Zusammenführung von Informationen unterschiedlicher Netzanalysesysteme
Balck, Schüller, Balmberger, Rossol
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 299: Einfluss von Fehlern auf die Qualität von Streckenbeeinflussungsanlagen
Schwietering, Neumann, Volkenhoff, Fazekas, Jakobs, Oeser
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 300: Untersuchungen zur Optimierung von Schadstoffrückhalt und Standfestigkeit von Banketten
Werkenthin, Kluge, Wessolek
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
-
- Fordern Sie auch unser kostenloses Gesamtverzeichnis aller lieferbaren Titel an! Dieses sowie alle Titel der Schriftenreihe können Sie unter der folgenden Adresse bestellen:
- Fachverlag NW in der Carl Schünemann Verlag GmbH**
Zweite Schlachtpforte 7 · 28195 Bremen
Tel. +(0)421/3 69 03-53 · Fax +(0)421/3 69 03-63
- Alternativ können Sie alle lieferbaren Titel auch auf unserer Website finden und bestellen.
- www.schuenemann-verlag.de