

Literatur

- Bulach A.G. (1970): Berechnung von Mineralformeln. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. Leipzig 1970. Übersetzung aus dem Russischen. Die Originalausgabe der zweiten Auflage erschien 1967 beim Verlag "Nedra", Moskau.
- Foster M. (1960): Interpretation of the composition of trioctahedral micas. Prof. Pap. U.S. Geol. Survey **354-B**, 11-49.
- Köster H.M. (1977): Die Berechnung kristallchemischer Strukturformeln von 2:1-Schichtsilikaten unter Berücksichtigung der gemessenen Zwischenschichtladungen und Kationenumtauschkapazitäten sowie die Darstellung der Ladungsverteilung in der Struktur mittels Dreieckskoordinaten. Clay Miner. **12**:45-54.
- Stevens R.E. (1946): A system for calculating analyses of micas and related minerals to end members. U.S. Geol. Survey Bull. **950**, 101-119.
- Tilley C.E. (1957): Paragenesis of anthophyllite and hornblende from the Bancroft Area, Ontario. Am. Mineral. **42**:412-416.

ANFORDERUNG AN BODENFILTERANLAGEN ZUR VERSICKERUNG VON STRASSENABWÄSSERN

Max Kuderna

wpa - Beratende Ingenieure gmbh. Wien.

1 Zusammenfassung

Straßenabwässer können entweder in einen nahegelegenen Vorfluter eingeleitet oder versickert werden, wobei die Versickerung entweder großflächig (z.B. über Straßenbankette oder Straßenböschungen) oder räumlich konzentriert (z.B. in Sickerbecken) erfolgt.

Ziel der Studie war es, Anforderungen an den Aufbau des Bodenkörpers, über den die Versickerung erfolgt, so festzulegen, dass keine unzulässige Belastung des Grundwassers eintritt.

Dazu war es erforderlich

- ♣ Stoffkonzentrationen und -frachten in Straßenabwässern zu erheben und festzustellen, welche Stoffe in erster Linie Probleme erwarten lassen,
- ♣ Einen Zusammenhang mit der Verkehrsbelastung herzustellen,
- ♣ Eine Vorschrift zu entwickeln, bei deren Einhaltung eine ausreichende Filterleistung der Bodenfilteranlage (bei gleichzeitig ausreichendem Wasserdurchsatz) gewährleistet ist,
- ♣ Standzeiten festzulegen.

Stoffkonzentrationen und -frachten sowie der Zusammenhang mit der Verkehrsbelastung wurden im Rahmen einer umfangreichen Literaturrecherche erhoben. Diese ergab, dass Anforderungen für eine ausreichende Filterleistung bei Verkehrsaufkommen ab 25.000 DTV (Durchschnittlicher täglicher Verkehr) festzulegen sind. Neben einer ausreichenden Abbauleistung für Kohlenwasserstoffe (im Speziellen PAKs) ist bei anorganischen Schadstoffen vor allem eine ausreichende Sorptionsleistung für Cd sicherzustellen.

Die Anforderungen an das Bodenfiltermaterial wurden zunächst anhand theoretischer Überlegungen festgelegt, anschließend wurde die tatsächliche Sorptionsleistung anhand von Schüttel- und Perkolationsversuchen bestimmt. Dabei wurde auch der Einfluss der Salzstreuung untersucht. Aus den Versuchen wurden Sorptionskonstanten nach Freundlich abgeleitet und zur Berechnung von Standzeiten verwendet.

Eine ausreichende Filterleistung bei gleichzeitig ausreichendem Wasserdurchsatz ist mit Bodenfiltern zu erzielen, die folgenden Anforderungen entsprechen:

- Schichtdicke 3 - 5 dm
- Raumbgewicht von 1,2 - 1,4 g cm⁻³
- > 5 % Ton- oder > 25 % Schluffgehalt
- < 50 % Schluff und < 17 % Tongehalt
- keine Korngrößen > 2mm
- > 2 % Humus
- pH (CaCl₂) 6,5 - 8,0

Bei einer Verkehrsbelastung von DTV ≥ 50.000 und Einzugsfläche/Versickerungsfläche = 100 ist mit einer ausreichenden chemischen Filterleistung für ca. 30 Jahren zu rechnen.

2 Einleitung und Abgrenzung der Fragestellung

Straßenabwässer können entweder in einen nahegelegenen Vorfluter eingeleitet oder versickert werden, wobei die Versickerung entweder großflächig (z.B. über die Straßenbankette oder die Straßenböschung) oder räumlich konzentriert (z. B. in Sickerbecken) erfolgt. In Niederösterreich wurde bei den bisher errichteten Versickerungsanlagen zwar auf eine ausreichende hydraulische Leistungsfähigkeit geachtet, Standards für die Filterleistung des Boden- und Sedimentkörpers kamen jedoch nicht zur Anwendung. Es war auch nicht einheitlich festgelegt, in welchen Fällen solche im Hinblick auf den Gewässerschutz vorzuschreiben wären.

In einer von wpa in den Jahren 1999/2000 durchgeführten Studie wurde daher ausgehend von typischen Stoffbelastungen in Straßenabwässern eine Vorschrift entwickelt, mit deren Hilfe eine entsprechende Filterleistung von Versickerungsanlagen bzw. Bodenfiltern sichergestellt werden kann.

3 Methoden

Die Stoffkonzentrationen und -frachten in Straßenabwässern wurden anhand einer Literaturstudie erhoben (Borgwardt, 1994, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 1996, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1992, Dauber et al., 1979, Fritzer, 1992, Hedley und Lockley, 1975, Krauth, 1979, Krauth und Klein, 1982, Krauth und Stolz, 1987, Mittler, 1988, Ökoplan, 1993, Roberts et al., 1979, Schöller et al., 1991, Sieker und Grottker, 1988). Wo dies möglich war, wurden Zusatzinformationen mit erfasst, wie zum Beispiel der durchschnittliche tägliche Verkehr – DTV, der Zeitpunkt der Messung, sowie die Art der Messung und der Probe (partikulär/gelöst/gesamt).

Durch einen Vergleich der erhobenen Stoffkonzentrationen in Straßenabwässern mit Grenzwerten der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (Bundesgesetzblatt Nr. 1996/186) und der Grundwasserschwellenwertverordnung (Bundesgesetzblatt Nr. 502/1991) wurden jene Stoffe in Straßenabwässern identifiziert, bei denen am ehesten eine Überschreitung der dort geltenden Grenzwerte zu erwarten ist.

Zur Klassifizierung von Straßen im Hinblick auf zu erwartende Stoffbelastungen wurde eine Gegenüberstellung der erhobenen Stoffkonzentrationen mit dem DTV vorgenommen.

Die Substrateigenschaften des Bodenfilters für eine optimierte Filterleistung im Hinblick auf die als besonders kritisch zu beurteilenden Schadstoffe wurden nach Methoden von Blume (1992) und Müller (1997) festgelegt.

Standzeiten unter Berücksichtigung des Streusalzeinsatzes werden anhand der zu erwartenden Frachten mit Hilfe von Freundlich Isothermen (Schüttelversuche mit 100 mg Boden und 100 ml Cd-Lösung) und Perkulationsversuchen abgeschätzt. Für die Versuche wurde Bodenmaterial verwendet, dass den in dieser Studie festgelegten Anforderungen entsprach. Bei den Perkulationsversuchen wurde mit Cd vorbelasteter Boden in 5 cm hohe PE Zylinder gefüllt und anschließend mit Lösungen unterschiedlicher Salz- und Cd-Konzentration perkoliert. Die Höhe der verwendeten Salzkonzentrationen wurde entsprechend den Ergebnissen aus der Literaturstudie gewählt. Tab. 1 enthält die Abstufung der einzelnen Faktoren im Versuchsaufbau. Da die Kombination unbelasteter Boden + Cd-freie Perkulationslösung weggelassen wurde,

ergaben alle übrigen möglichen Kombinationen 24 Perkulationsexperimente, die in Doppelbestimmung durchgeführt wurden.

Tab. 1: Faktoren beim Perkulationsversuch (Insgesamt 24 Kombinationen)

Faktor	Variation	Anmerkung
Vorbelastung des Bodens	0 mg Cd/kg 1 mg Cd/kg 10 mg Cd/kg	Boden nach Cd-Belegung getrocknet und gesiebt
NaCl – Konzentration in der Perkulationslösung	0 mol/L 0,01 mol/l 0,1 mol/l	
Cd – Konzentration in der Perkulationslösung	0 mg/l 0,015 mg/l 0,03 g/l	Variante 0 mg/l nicht mit unbelastetem Boden kombiniert

4 Ergebnisse

4.1 Schadstoffe in Straßenabwässern

Die in Straßenabwässern gefundenen Schadstoffkonzentrationen überschreiten bei Zink und Cadmium zum Teil die Grenzwerte der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV), bei Kupfer und der Summe der Kohlenwasserstoffe reichen einzelne Messwerte an die Grenzwerte heran (Tab. 2)¹.

Tab. 2: Median, Mittelwert und Maximum der in der Literaturstudie erhobenen Schadstoffkonzentrationen im Vergleich zu den Grenzwerten der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) und der Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV)

	Median	Mittelwert	Maximum	AAEV	GSwV
B	0,04	0,08	0,16		0,6
As	0,004	0,01	0,015	0,1	0,03
Cd	0,005	0,015	0,15	0,1	0,003
Cr	0,005	0,023	0,341	0,5	0,03
Cu	0,079	0,12	0,45	0,5	0,06
Zn	0,43	0,78	6,4	2	1,8
Ni	0,035	0,08	0,32	0,5	0,03
Hg	0,0004	0,0004	0,001	0,01	0,001
Sn	0,002	0,00	0,002	2	
PAK	0,00165	0,0059	0,06		0,0001
KW	6,4	6,1	8,5	10	0,06

¹ Auf die Darstellung von Blei wurde verzichtet, da ein Teil der Werte noch vor der Einführung von bleifreiem Benzin in den jeweiligen Ländern gemessen wurde.

Ein Vergleich mit den Grenzwerten der Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV) zeigt, dass bei der Versickerung von Straßenabwässern einerseits eine Reduktion der organischen Belastung (Summe der Kohlenwasserstoffe sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe - PAK) erzielt werden muss, andererseits eine ausreichende Filterleistung für folgende Schwermetalle (in der Reihenfolge ihrer Bedeutung) sichergestellt sein muss: Cadmium >> Kupfer > Nickel > Chrom >> Zink > Quecksilber.

Die Vielzahl der Einflussfaktoren macht es relativ schwierig aus der Verkehrsdichte Schadstoffkonzentrationen oder -frachten zu berechnen. Eine große Zahl an zum Teil nur schwer oder gar nicht erhebbaren Einflussfaktoren müsste zudem berücksichtigt werden (Abb. 1).

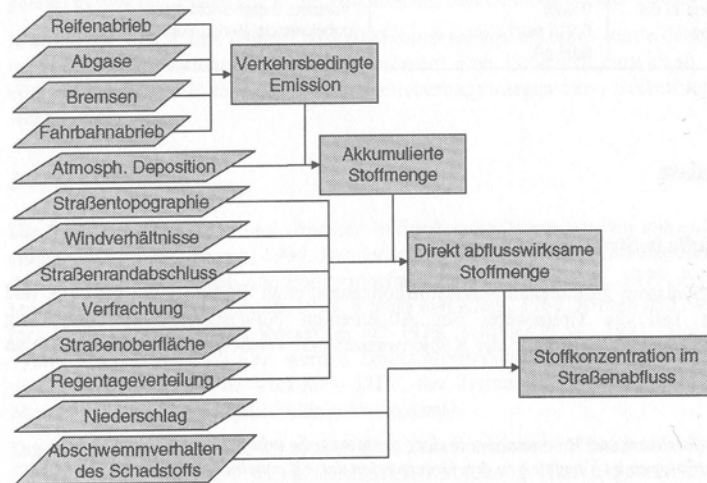


Abb. 1: Einflussfaktoren auf die Stoffkonzentration im Straßenabfluss

Ein von Gabriel (1984) ermittelter Zusammenhang zwischen dem durchschnittlichen täglichen Verkehr (DTV) und Cd-Frachten ($\text{mg Cd m}^{-2} \text{ d}^{-2} = 0,216 \times 10^{-6} \times \text{DTV}$) gibt zwar durchschnittliche Verhältnisse wieder, ein Teil der erhobenen Frachten überstieg die nach Gabriel berechneten Werte jedoch um das Doppelte (Abb. 2).

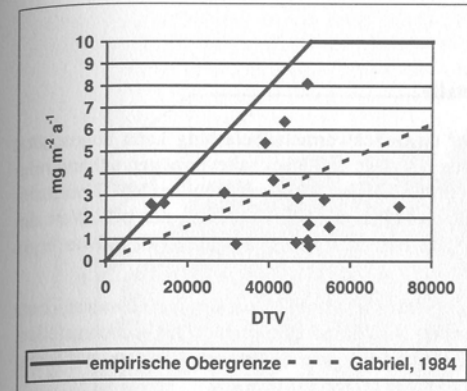


Abb. 2: Cadmiumfrachten in Straßenabwässern und Verkehrsaufkommen. Die durchgezogene Linie zeigt eine empirische Obergrenze auf Grund des erhobenen Datenmaterials, die strichlierte eine von Gabriel (1984) aufgestellte Beziehung zwischen DTV und Cd - Frachten

Eine vom Schweizer Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft durchgeführten Studie (1996) ging davon aus, dass die Belastung von Straßenabwässern nur bis zu einer bestimmten Verkehrsdichte von dieser abhängt und dann im Prinzip konstant bleibt. In Anlehnung daran wurden aus den erhobenen Wertepaaren auf empirischem Weg Obergrenzen für Schadstofffrachten abgeleitet, wie dies in Abb. 2 exemplarisch dargestellt ist. Diese wurden für weitere Berechnungen unter Annahme des ungünstigsten Falles verwendet (Tab. 3).

Tab. 3: Empirisch aus dem DTV abgeleitete Obergrenzen für jährliche Schadstofffrachten in Straßenabwässern

	Empirisch vom DTV abgeleitete Schadstofffrachten ($\text{mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)	
	DTV < 50.000	DTV ≥ 50.000
Cd	$2 \times 10^{-4} \times \text{DTV}$	10
Cr	$6,25 \times 10^{-4} \times \text{DTV}$	31,25
Cu	$2,5 \times 10^{-3} \times \text{DTV}$	125
Zn	$1,25 \times 10^{-2} \times \text{DTV}$	625
PAK	$5 \times 10^{-3} \times \text{DTV}$	2,5
Mineralöl sowie Vergaserkraftstoff	$1,6 \times 10^{-1} \times \text{DTV}$ (jeweils)	8000

Da aus den erhobenen Untersuchungsergebnissen abgeleitet werden konnte, dass bei einem DTV von unter 25.000 keine Schadstoffkonzentrationen in Straßenabwässern zu erwarten sind, die die Grenzwerte der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung und der Grundwasserschwellenwertverordnung überschreiten, sind Anforderungen an die Filterleistung von Bodenfilteranlagen erst für höhere Verkehrsdichten festzulegen.

4.2 Anforderungen an Bodenfilter

4.2.1 Filtereigenschaften für Schwermetalle

Die Empfindlichkeit des Bodens gegenüber einer Schwermetallbelastung kann abgeschätzt werden, indem die Kennzeichnung von Bindungsstärke und Rückhaltevermögen anhand relativer Kennwerte erfolgt. Diese bei DVWK (1988), Blume (1992) und Müller (1997) beschriebene Methode berücksichtigt neben den Eigenschaften des Schwermetalls den pH-Wert des Bodens, den Humusgehalt und die Bodenart, zur Bewertung einer möglichen Grundwassergefährdung zusätzlich die Grundwasserstände.

Gemäß Kap. 4.1 ist eine entsprechende Filterleistung im Hinblick auf den Grundwasserschutz in erster Linie für Cadmium, weiters für Kupfer, Nickel und Chrom und Zink sicherzustellen. Der Einfluss von pH, Humusgehalt und Bodenart wurde daher im Hinblick auf diese Schwermetalle bewertet, wobei folgende Ergebnisse erzielt wurden:

- ☞ Cadmium wird von allen Elementen am schlechtesten an die feste Phase des Bodens gebunden. Gleichzeitig ist Cd jenes Schwermetall, bei dem im Hinblick auf bestehende Grenzwerte am ehesten kritische Konzentrationen in Straßenabwässern zu erwarten sind (vgl. Kap.4.1). Cadmium ist daher das Leitelement zur Definition einer ausreichenden Filterleistung von Bodenfiltern.
- ☞ Bei Einhaltung eines pH (CaCl_2) des Bodenfilters von 7 ergeben sich keine weiteren Anforderungen an den Humus- oder Tongehalt um eine optimale Filterleistung zu erzielen.
- ☞ Bei höheren Humus- und Tongehalt kann der pH-Wert niedriger sein.
- ☞ Um eine Grundwassergefährdung durch Schwermetalle hintanzuhalten sollte der mittlere Grundwasserhochstand tiefer als 1,6 m unter der Oberfläche des Bodenfilters liegen.

4.2.2 Bindung von organischen Schadstoffen

Ein von Blume und Brümmer (in Blume, 1992) bzw. Litz und Blume (in Müller, 1997) entwickeltes Verfahren erlaubt es, das Verhalten organischer Schadstoffe im Boden anhand leicht erfassbarer Bodeneigenschaften, klimatischer Daten sowie den Eigenschaften der jeweiligen Stoffgruppe in relativer Form abzuschätzen.

Bei den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, die im Hinblick auf einzuhaltende Grenzwerte eine kritische Stoffgruppe darstellen (siehe Kap. 4.1) ergibt sich die Schwierigkeit, dass sich die Bodeneigenschaften unterschiedlich auswirken können. Als Vertreter der Stoffgruppe wurden Benzol, Naphthalin, Benzopyren und Pyridin zur Berechnung verwendet, zur Charakterisierung des Verhaltens von Gesamtkohlenwasserstoffen wurden die Kennwerte von Dieselmotorkraftstoff verwendet. Zur Berechnung wurde angenommen, dass die mittlere Jahrestemperatur 6 - 9° C beträgt und die durchschnittliche Temperatur von Mai bis August >10° C beträgt. Beides sind Werte, die in Niederösterreich in jenen Gebieten, in denen Straßen mit > 25.000 DTV zu erwarten sind, durchwegs typisch sind oder überschritten werden. Weiters wurde davon ausgegangen, dass auf Grund der Ergebnisse von Kap. 4.2 der pH-Wert des Bodens 7 beträgt.

Abb. 3 zeigt beispielhaft den Einfluss der Bodenart und des Humusgehaltes auf die Auswaschungsgefahr für Benzopyren.

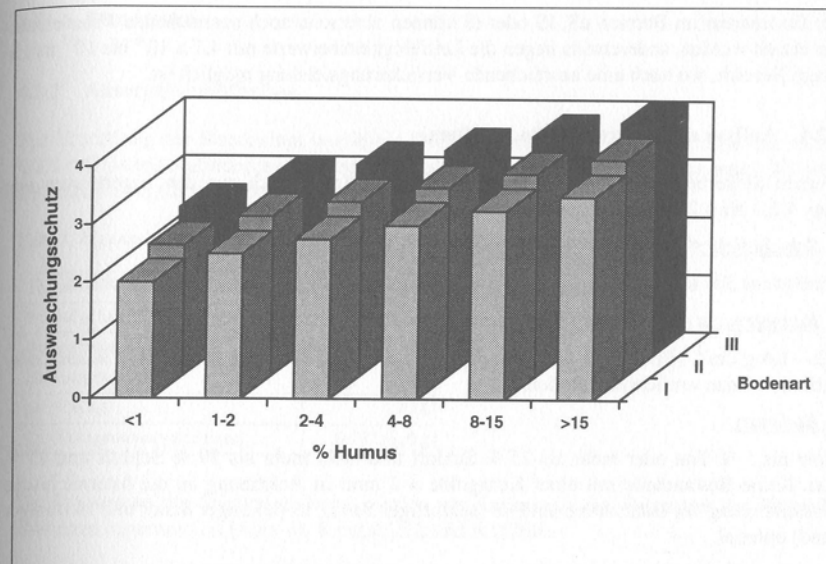


Abb. 3: Einfluss von Humusgehalt und Bodenart auf den Schutz vor Auswaschung von Benzopyren. 1 geringer Schutz (hohe Auswaschungsgefahr); 2 - 4 mittlerer Schutz; 5 hoher Schutz (Bodenart I: S; II: uS, uL, tS; III: sL, tU, U)

Die Ergebnisse für Organika können wie folgt zusammengefasst werden:

- ☞ Generell sinkt das Auswaschungsrisiko mit steigendem Humus- und Tongehalt.
- ☞ Zur Erzielung einer mittleren Auswaschungsgefährdung reicht es aus, wenn der Humusgehalt 2 % - 4 % beträgt oder eine Bodenart von zumindest Klasse II vorliegt, wie Abb.3 am Beispiel des Benzopyren zeigt. (Eine Ausnahme dazu bildet Benzol, bei dem eine mittlere Auswaschungsgefährdung bei den Bodenartenklassen I und II erst ab 4 % Humus vorliegt.)
- ☞ Eine geringe Auswaschungsgefährdung ist nur durch Tongehalte zu erzielen, wie sie für Bodenfilter realistischere nicht möglich sind, da die Drainbarkeit dann stark herabgesetzt wäre (siehe Kap. 4.2.3). Die zusätzlich notwendigen hohen Humusgehalte könnten ebenfalls nur durch einen relativ hohen Tongehalt in Form von Ton - Humuskomplexen stabilisiert werden.

4.2.3 Durchsatzleistung

Obwohl ein hoher Tonanteil im Hinblick auf die Filterleistung für Schwermetalle und organische Schadstoffe wünschenswert wäre, wird dadurch die Durchsatzleistung reduziert, sodass überall dort, wo die Versickerungsfläche begrenzt ist, ein Kompromiss geschlossen werden muss. Hinzu kommt, dass bei hohen Tongehalten bei Austrocknung mit Schrumpfrissen zu rechnen ist, sodass durch die Ausbildung bevorzugter Fließwege keine ausreichende Filterung erfolgt.

Bei Bodenarten im Bereich uS, IS oder tS können einerseits noch ausreichende Filterleistungen erzielt werden, andererseits liegen die Leitfähigkeitsbeiwerte mit $4,7 \times 10^{-6}$ bis 10^{-5} m/s in einem Bereich, wo noch eine ausreichende Versickerungsleistung möglich ist.

4.2.4 Aufbau eines optimalen Bodenfilters

Werden Sickerbecken mit Bodenfiltern angelegt, so lassen sich aus den Ergebnissen von Kap. 4.2.1 bis 4.2.3 die Anforderungen an seine Merkmale ableiten.

Schichtdicke:

Mindestens 30 cm, höchstens 50 cm bis zu einer unterhalb anschließenden Dränschicht.

Raumgewicht (Lagerungsdichte):

$1,2 - 1,4 \text{ g cm}^{-3}$. (Entspricht dem Raumgewicht eines geschütteten, nicht durch Rüttel- oder Vibrationwalze verdichteten Bodens).

Bodenart:

Mehr als 5 % Ton oder mehr als 25 % Schluff und nicht mehr als 50 % Schluff und 17 % Ton. Keine Bestandteile mit einer Korngröße $> 2 \text{ mm}$. In Anlehnung an die österreichische Klassifizierung der Bodenarten sind uS (schluffiger Sand), IS (lehmiger Sand) und tS (toniger Sand) optimal.

Humusgehalt:

Mehr als 2 %.

pH Wert

6,5 – 8,0

(Bei Humusgehalten von mehr als 2 % wird für Cd auch schon ab pH 6,3 eine maximale Filterwirkung erzielt).

keine Vorkontamination

Der Gehalt an Schwermetallen, insbesondere Cd, darf die in NÖ von Natur aus vorkommenden Gehalte nicht überschreiten.

Abstand zum Grundwasser:

Mindestens 1,60 m von der Filteroberkante bis zum mittleren Grundwasserhochstand.

Bewuchs:

Ein ausreichender Bewuchs der Filteroberfläche wird benötigt, um einem Absinken des Humusgehaltes entgegenzuwirken. Weiters wird die biologische Aktivität des Bodens durch den Bewuchs gefördert, was im Hinblick auf den Abbau biologischer Schadstoffe günstig ist. Ein dritter Vorteil eines ausreichenden Bewuchses besteht darin, dass die Menge des Sickerwassers verringert wird, wodurch die Filterleistung für Schwermetalle und organische Schadstoffe verbessert wird. Zur Begrünung sind flachwurzelnde Grasmischungen zu bevorzugen. Ungünstig sind tiefwurzelnde Leguminosen (z.B. Luzerne) sowie Gehölze oder andere Pflanzen, die längere Wurzelröhren mit größerem Durchmesser im Bodenfilter erzeugen können.

4.3 Standzeiten

4.3.1 Adsorptionsisotherme

Zur Ermittlung der Standzeiten wurde ein Bodenfiltermaterial verwendet, dass den in Kap. 4.2.4 definierten Anforderungen entsprach (Tab. 4). Gemäß den Ergebnissen von 4.2.1 wurde als Leitelement Cd verwendet.

Tab. 4: Eigenschaften des Bodens, der zur Versuchsdurchführung verwendet wurde

Tongehalt	9,0%
Schluffgehalt	49,5%
Bestandteile $> 2 \text{ mm}$	0%
Humusgehalt	3,3%
pH (CaCl_2)	7,18
Cd (Königswasseraufschluss)	0,187 mg/kg

Die Ergebnisse der Schüttelversuche wurden zur Anpassung der Parameter der Freundlich Isotherme logarithmiert (Abb. 4). K ergab 212 und N 0,766.

$$C_a = K \times c^N$$

K Freundlich - Parameter

N Freundlich - Parameter (Sorptionsintensität)

C_a Konzentration in der Festphase [mg/kg]

c Konzentration in der Gleichgewichtslösung [mg/l]

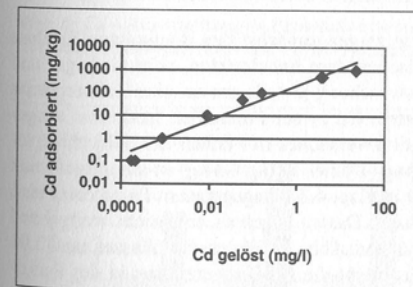


Abb. 4: Anpassung der Freundlich Isotherme an die logarithmierten Messergebnisse der Schüttelversuche

Wird in die Freundlichgleichung der Cd-Grenzwert der Grundwasserschwellenwertverordnung eingesetzt (0,003 mg/kg) so lässt sich ableiten, dass in der Bodenlösung dieser Grenzwert überschritten wird, wenn die Menge an adsorbiertem Cd 2,5 mg/kg Boden übersteigt.

Ergebnisse von Messungen, die von verschiedenen Autoren an ähnlichen Substraten durchgeführt wurden, liegen in einer vergleichbaren Größenordnung, i.d.R. jedoch etwas höher (Tab. 5).

Tab. 5: Aus der Grundwasserschwellenwertverordnung an Hand von Freundlich Isothermen abgeleitete Mengen für adsorbiertes Cd (c_a). Zu Vergleichszwecken wurde die Berechnung mit Freundlich Isothermen, die von verschiedenen Autoren an vergleichbaren Substraten vorgenommen wurde, wiederholt.

Material	Ton [%]	Humus [%]	pH	c_a für Cd [mg/kg]
Diese Studie	9	3,3	7,2	2,5
kalkhaltige Feinerde (BUWAL, 1996)				8
Löss (Michenfelder, 1993)	10	1-5	7	6,5
Mergel	20-30	1-5	7	8,5
21 dänische Ackerböden (Christensen, 1989)		2	7	3,5

4.3.2 Simulation des Einflusses der Salztrennung im Perkulationsversuch

Generell wirkt sich die Salztrennung in zweifacher Weise negativ auf die Wirksamkeit von Bodenfiltern aus:

- ☞ die Kationen des Streusalzes tauschen sorbierte Schwermetallionen aus, die dadurch in Lösung gehen und mit dem Sickerwasser verfrachtet werden können
- ☞ das Chlorid des Streusalzes kann mit Cd Chlorokomplexe bilden (vgl. Boekhold, 1992), die verhindern, dass das Cd an anderer Stelle an der Bodenmatrix wieder sorbiert wird, wodurch die Möglichkeit einer Auswaschung ins Grundwasser zusätzlich erhöht wird.

Die in Abb. 5 bis Abb. 7 dargestellten Ergebnisse zeigen zunächst den dominanten Einfluss der Vorbelastung auf die Cd-Auswaschung: Zwischen dem unbelasteten, dem niedriger und dem höher vorbelasteten Boden steigt die Cd Auswaschung jeweils um ca. eine Zehnerpotenz an. Da das Verhältnis von gelöstem zu adsorbiertem Cd in der Freundlich Isotherme ausgedrückt wird, wurden die Ergebnisse des Perkulationsversuches mit denen der Schüttelversuche verglichen. Werden die Werte der Vorbelastung (1 bzw. 10 mg Cd/kg) in die umgeformte Gleichung für c_a eingesetzt, so ergibt das mit den in Kap. 4.3.1 angegebenen Parametern eine Konzentration von 1 bzw. 18 μg Cd in der Lösung. Dieses Ergebnis entspricht weitgehend den Resultaten des Perkulationsversuchs (Abb. 6 und Abb. 7, Säulen für Wasser und 0,01 mol/l NaCl). Praktisch ohne erkennbaren Einfluss bleibt die Cd-Konzentration in der Perkulationsflüssigkeit.

Die Salzkonzentration wirkt sich so aus, dass zwischen Wasser und schwacher Salzkonzentration [0,01 mol/l] kein Unterschied in der Cd-Auswaschung besteht, während bei höherer Salzkonzentration [0,1 mol/l] die Cd-Auswaschung um das 3 bis 4½ -fache ansteigt. Dies unterstreicht die große Bedeutung eines gezielten und sparsamen Streusalzeinsatzes für den Umweltschutz.

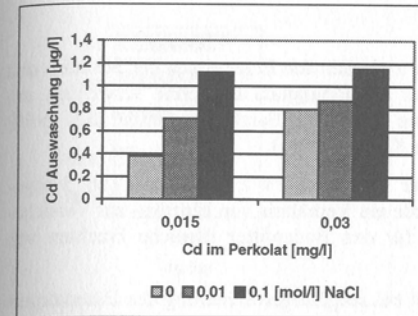


Abb. 5: Cd – Auswaschung im Perkulationsversuch mit unbelastetem Boden bei unterschiedlichen Salz- und Cd-Konzentrationen in der Perkulationsflüssigkeit

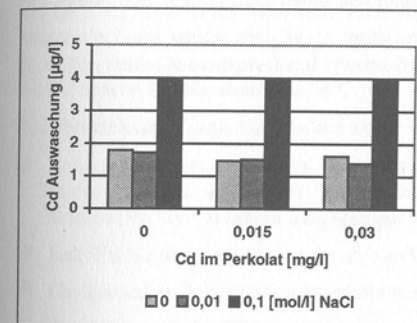


Abb. 6: Cd – Auswaschung im Perkulationsversuch mit vorbelastetem Boden [1 mg/kg] bei unterschiedlichen Salz- und Cd-Konzentrationen in der Perkulationsflüssigkeit

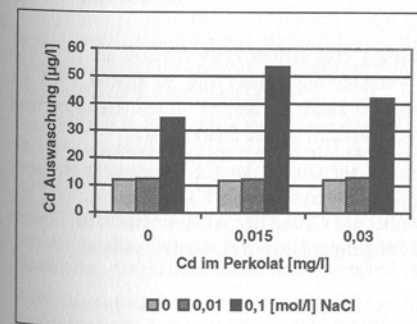


Abb. 7: Cd – Auswaschung im Perkulationsversuch mit vorbelastetem Boden [10 mg/kg] bei unterschiedlichen Salz- und Cd-Konzentrationen in der Perkulationsflüssigkeit

4.3.3 Berechnung von Standzeiten

Auf Grund der befriedigenden Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der Schüttel- und der Perkolationsversuche wurden die Parameter der Freundlich Isotherme verwendet, um Standzeiten abzuschätzen. Zur Berücksichtigung der hohen Salzkonzentration [0,1 mol/l] wurde K/5 verwendet (aus Kap. 4.3.2 würde sich K/4,5 ergeben).

Zur Berechnung der jährlichen Fracht wurde der Wert für DTV ≥ 50.000 aus Tab. 3 angenommen, nämlich $10 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Zusätzlich wurde ein Verhältnis von Einzugs- zur Versickerungsfläche von 100:1 unterstellt. Das ergibt für den Bodenfilter jährliche Frachten von $1 \text{ g Cd m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Da davon ausgegangen werden muss, dass auch bei sorgfältiger Schüttung des Filterkörpers das Straßenabwasser über präferenzielle Fließwege versickert, wurde bei der Berechnung angenommen, dass nur 10% des Filterkörpers tatsächlich wirksam sind (Burghardt, 1999).

Unter den genannten Annahmen (hohes Verkehrsaufkommen, starke Salzbelastung, Einzugs-/Versickerungsfläche = 100) ergeben die Berechnungen einen Durchbruch des Filters zwischen dem 30. und dem 40. Jahr (Abb. 8).

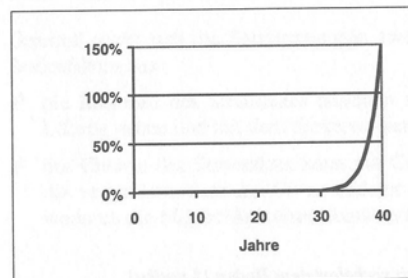


Abb. 8: Berechnete Cd Konzentration im Sickerwasser bei Austritt aus dem Filter (in % des Grundwasserschwellenwertes von 0,003 mg/l)

Zu beachten ist, dass eine Halbierung der Belastung (bei einem DTV 25.000 an statt von 50.000 oder einem Verhältnis von Einzugs- zu Versickerungsfläche von 50 anstatt 100) die Standzeit nicht verdoppelt, sondern diese nur um 10 Jahre verlängert. (Dem entsprechend verlängert sich bei einem Viertel der Belastung die Standzeit um 20 Jahre, usw.).

Abb. 9 zeigt, dass bei Austausch des Filtermaterials auf Grund der Cd-Konzentration (aber mit Sicherheit auch auf Grund der Gehalte weiterer Schwermetalle) ein sachgerechte und gesetzeskonforme Entsorgung sicherzustellen ist, wobei auf Grund der Akkumulation im oberen Teil des Filters die Schichten 0-20 cm und 20-40 cm getrennt entsorgt werden sollten.

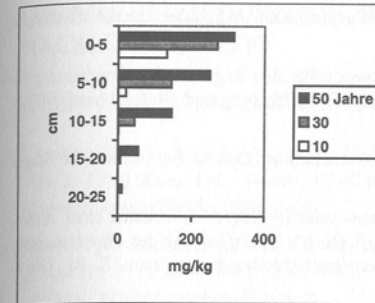


Abb. 9: Berechnetes Profil der Cd-Konzentration im Bodenfilter nach 10, 30 und 50 Jahren für jährliche Frachten von $1 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und 0,1 mol/l NaCl

Bei DTV < 25.000 ist im Normalfall nicht mit Belastungen über dem Grundwasserschwellenwert zu rechnen, sodass auch keine speziellen Anforderungen an die chemische Filterleistung zu stellen sind. Dementsprechend werden bei DTV < 25.000 die Standzeiten auch nicht durch die chemische Filterleistung limitiert.

Zusammenfassend kann festgehalten werden:

- ♣ Bei sorgfältigem Aufbau des Filters kann bei hoher Verkehrsbelastung (DTV ≥ 50.000 , Streusalzeinsatz und einem Verhältnis Einzugsfläche/Versickerungsfläche = 100) von Standzeiten von 30 Jahren ausgegangen werden.
- ♣ Jede Halbierung der Belastung verlängert die Standzeit um ca. 10 Jahre
- ♣ Ein sparsamer Streusalzeinsatz erhöht die Filterwirkung und die Standzeit.
- ♣ Bei Austausch des Filtermaterials ist auf die akkumulierte Schadstoffmenge Bedacht zu nehmen.

5 Literatur

- Blume, 1992. Handbuch des Bodenschutzes. Bödenökologie und -belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. 2. Auflage. Kap. 4.8. Schutz vor stofflichen Belastungen und deren Folgen. ecomed, Landsberg/Lech.
- Boekhold, A.E. 1992: Field Scale Behaviour of Cadmium in Soil. Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil.
- Borgwardt, S., 1994. Entsigelung im Straßenraum. Belastung von Grundwasser und Boden bei der Versickerung von Niederschlägen? - In: Korrespondenz Abwasser, 41. Jahrgang, Nr. 4, S. 530-540.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 1996. Gewässerschutzmaßnahmen beim Straßenbau. Grundlagebericht. Schriftenreihe Umwelt Nr.263. Bern.
- Bundesgesetzblatt Nr. 1996/186. Allgemeine Abwasseremissionsverordnung. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen.
- Bundesgesetzblatt Nr. 502/1991 zuletzt geändert durch Bundesgesetzblatt II Nr. 147/2002. Grundwasserschwellenwertverordnung. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft betreffend Schwellenwerte für Grundwasserinhaltsstoffe.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1992. Wasserwirtschaftskataster. Straßenabwässer A 23/Bereich Knoten Kaisermühlen, S. 91-92.

Burghardt, W., 1999: Zur Konzeption der Bodenuntersuchungen für eine Regenwasserversickerung in Mulden. In: Burghardt, W., B. Mohs, G. Winzig: Regenwasserversickerung und Bodenschutz. BVB-Materialien, 2, 16-30. Bundesverband Boden, Berlin.

Christensen, H. 1989: Cadmium Soil Sorption at Low Concentrations. Dpt. of Environmental Engineering, Technical Univ. of Denmark.

Dauber L., B. Novak, J. Zobrist, F. Zürcher, 1979. Schmutzwasser im Regenwasserkanal einer Autobahn. In: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 64. Beeinflussung der Gewässergüte durch die Regenabflüsse von Straßen. 54. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium, S. 45. Univ. Stuttgart.

DVWK-Merkblatt 212, 1988. Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen, Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Parey, Hamburg.

Fritzer, H., 1992. BM für wirtschaftliche Angelegenheiten, Straßenforschung, Heft 406, Straßenforschungsvorhaben Nr. 3063, S. 27. Wien.

Gabriel, 1984. In: LAUBER, W., 1993: Cadmium in Österreich. Umweltbelastung und Umweltschutz.

Hedley, G., Lockley, J.C., 1975. Quality of water discharged from an urban motorway. - Water Pollution Control, Part 6, S. 659-674 - in: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 64 (1979), S. 51.

Krauth, K., 1979. Untersuchung über die Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser in Abhängigkeit der Luftverschmutzung. In: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 64, S.14.

Krauth, K. und Klein, H., 1982, Untersuchung über die Beschaffenheit des Oberflächenwassers von Bundesautobahnen. Forschung Straßenbau und Verkehrstechnik, Heft 363

Krauth, K., Stolz, G. (Hrsg.), 1987. Menge und Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser beim Abfluß über bewachsene Seitenstreifen, Mulden und Böschungen (Auswertung von Forschungsarbeiten). - Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 509. Bundesminister für Verkehr, Abt. Straßenbau, Bonn-Bad Godesberg.

Michenfelder, A., 1993. Labor- und Geländeuntersuchungen zum Transportverhalten und Rückhaltevermögen landwirtschaftlich genutzter Böden gegenüber Schwermetallen und Pflanzenschutzmitteln. In: Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, Band 27.

Mitterer, J., 1988. Erfassung gelöster und partikulärer anorganischer Inhaltsstoffe in Gewässern und Regenwasserkanälen nach Regenereignissen, Diplomarbeit an der Univ. f. Bodenkultur, Wien. - In: Österreichische Wasserwirtschaft 11/12, Dez.1991, S. 293.

Müller, 1997. Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.

Ökoplan, 1993. Straße und Gewässerschutz. Gütewasserwirtschaftliche Auswirkungen der Straßenentwässerung im Autobahn- und Schnellstraßennetz NÖs. Kurzfassung des Schlußberichts, Anlage 3. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. B/9 und B/2-A.

Roberts, P.V., Dauber, L., Novak, B., Zobrist, J., 1979. Schmutzstoffe im Regenwasser einer städtischen Trennkanalisation. - Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 64.

Schöller, F., Stürzer, R., Kleiber, E., 1991. Straßenabwässer - von der Entstehung bis zur Reinigung. - Österreichische Wasserwirtschaft 11/12 1991, S. 290-298.

Sieker, F., Grottker, M., 1988.: Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung. - In: Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 530, Univ. Hannover. Bundesminister für Verkehr, Abt. Straßenbau, Bonn-Bad Godesberg.

DIE MODIFIZIERUNG DES WASSERAUFNAHMEVERSUCHES NACH ENSLIN-NEFF

Kugler, H.¹, Schwaighofer, B.¹, Gruber, S.²

¹ Institut für Angewandte Geologie, Universität für Bodenkultur Wien, Peter Jordan-Straße 70, A-1190 Wien, Tel.: ++43-(0)1-47654 / 5412 oder 5400, Fax: ++43-(0)1-47654 / 5449, e-mail: kugler@edv1.boku.ac.at

² Institut für Technologie und Warenwirtschaftslehre, Wirtschaftsuniversität Wien, Augasse 2 - 6, 1090 Wien, Tel.: ++43 1 31336-4822, Fax: ++43 1 31336-706, e-mail: gruber.susanne@aon.at.

Kurzfassung

Der Wasseraufnahmeversuch nach dem Prinzip Enslin kann auf Grund verschiedener zur Verfügung stehender Geräte, aber auch uneinheitlicher, bzw. wenig standardisierter Versuchsdurchführungen große Unterschiede in den Ergebnissen aufweisen.

Ein Ziel dieser Arbeit ist es, an Hand von 15 zum Teil sehr variablen Proben der Fraktionen < 0,02 mm die Unterschiede und Mängel üblicher Versuchsdurchführungen aufzuzeigen und modifizierten Vorgangsweisen gegenüberzustellen.

Weiters werden die Auswirkungen der Wahl der Methode auf die Ergebnisse sowie deren Aussagekraft diskutiert.

1 Problemstellung

Der Wasseraufnahmeversuch nach Enslin findet in zahlreichen Bereichen Anwendung: Etwa zur Bodenklassifikation im Erd- und Grundbau gemäß DIN 18132 (1995), im Straßenbau gemäß RVS 11.062 (1997), zur Qualitätskontrolle von Bentoniten, zur Untersuchung mineralischer Dichtungsmaterialien im Deponiebau oder zur Bestimmung der Plastizität von Tonen in der Grobkeramik.

Aus der Praxis und eigenen Untersuchungen ist allerdings bekannt, dass die Versuchsdurchführung mit Unsicherheiten hinsichtlich Aussagekraft, Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit verschiedener Geräte und Labors behaftet ist. Insbesondere unterschiedliche Normen und Geräte (in Deutschland und Österreich), sowie unklar definierte und voneinander abweichende Prüfverfahren sind dafür verantwortlich.

Ziel dieser Arbeit ist es, methodische Mängel hinsichtlich der üblicherweise angewandten Durchführungsbestimmungen gemäß DIN 18132 (1995) und RVS 11.062 (1997) zu identifizieren und zu minimieren und gleichzeitig die Aussagekraft modifizierter Versuchsdurchführungen und Probenaufbereitungen aufzuzeigen.

2 Materialien

Zur Anwendung kamen 15 Kornfraktionen < 0,02 mm, die mittels Nasssiebung aus weitgestuften Korngemischen (0/32 mm) gewonnen und nicht weiter vermahlen wurden. Bei diesen Korngemischen handelt es sich um gebrochene oder natürlich gerundete Gesteine, die als ungebundene Tragschichtmaterialien im Strassenbau zum Einsatz kommen.

Das Gesteinsspektrum umfasst magmatische, metamorphe und sedimentäre Gesteine (genaue Informationen zu den Materialien s. KUGLER et al, 2002 in diesem Band).