

Bodenchemische Untersuchungen von Versickerungsanlagen als Grundlage für eine nachhaltige Niederschlagswasserbewirtschaftung im Sinne des Boden- und Grundwasserschutzes

Abschlussbericht



Projektträger: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
Aktenzeichen: IV B 6 – 042 232

Wissenschaftliche Bearbeitung: Priv. Doz. Dr. Dieter A. Hiller
Dr. Guido Winzig
Christine Dornauf

Mitarbeit: Manoocher Bahmani
Stefanie Wrobel

Universität Essen
FB 9 – Angewandte Bodenkunde
45141 Essen

Essen 2001

Abschlussbericht

()

()

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	1
1 Auftrag und Einführung	5
2 Material	7
2.1 Auswahl der Versickerungsanlagen.....	7
2.2 Standörtliche Kriterien der Versickerungsanlagen	8
2.3 Standorte der beprobten Dächer	9
3 Methoden	10
3.1 Beprobung der Versickerungsanlagen im Gelände.....	10
3.2 Versuchsaufbau der Dachabflussbeprobung	10
3.3 Labormethoden	11
3.3.1 Bodenproben.....	11
3.3.2 Wasserproben sowie Partikelfracht aus der Niederschlags- abflussprobe	12
4 Stand der Forschung und Technik	13
4.1 Schadstoffbelastung des atmosphärischen Niederschlages	13
4.1.1 Belastung des Niederschlags mit Feststoffen	13
4.1.2 Belastung des Niederschlags mit Schwermetallen	14
4.1.3 Belastung des Niederschlags mit organischen Stoffen	16
4.1.4 Zusammenfassende Bewertung	17
4.2 Schadstoffbelastung von Dach- und Straßenwasser	17
4.2.1 Befrachtung des Dach- und Straßenwassers mit Feststoffen	18
4.2.2 pH-Werte im Dachablaufwasser.....	19
4.2.3 Befrachtung des Dach- und Straßenwassers mit Schwermetallen.....	20
4.2.4 Befrachtung des Dach- und Straßenwassers mit organischen Stoffen ...	23
4.2.5 Zusammenfassende Bewertung.....	24
4.3 Schadstoffverhalten in der ungesättigten Bodenzone	24
4.3.1 Filtration	25
4.3.2 Sorption.....	26
4.3.3 Fällung	29
4.3.4 Abbau.....	29
4.3.5 Komplexierung	29
4.3.6 Verhalten von Cadmium im Boden	30
4.3.7 Verhalten von Blei im Boden	30
4.3.8 Verhalten von Zink im Boden	30
4.3.9 Verhalten von Kupfer im Boden.....	31
4.3.10 Zusammenfassung.....	31
4.4 Schadstoffverhalten im Sickerwasser	32
4.4.1 Schadstoffmobilisierung und -fixierung auf der Sickerstrecke	32
4.4.2 Sickerwasserkonzentrationen.....	33
4.4.3 Zusammenfassung.....	34

4.5	Vor- und Hintergrundbelastung des Bodens und des Untergrundes	35
4.5.1	Cadmium.....	36
4.5.2	Blei.....	37
4.5.3	Zink.....	38
4.5.4	Kupfer	39
4.5.5	Kennzeichnung von Immissionen.....	40
4.5.6	Zusammenfassende Bewertung.....	40
5	Ergebnisse	42
5.1	Bauausführung der untersuchten Versickerungsanlagen.....	42
5.2	Bodeneigenschaften der untersuchten Versickerungsanlagen.....	43
5.2.1	Schadstoffeintrag in Versickerungsanlagen.....	43
5.2.1.1	Schwermetalle	47
5.2.1.2	pH-Wert	49
5.2.2	Einfluss der standörtlichen Kriterien auf den Schadstoffeintrag	50
5.2.2.1	Schwermetalle	50
5.2.2.2	Säurebildner	54
5.2.3	Gefährdung des Bodens durch Niederschlagswasserversickerung	55
5.2.3.1	Verdacht auf Entstehung einer schädlichen Bodenveränderung	56
5.2.3.2	Zulässige zusätzliche Frachten.....	63
5.2.4	Zusammenfassende Bewertung.....	66
5.3	Ergebnisse der untersuchten Dachablaufwässer.....	67
5.3.1	Eigenschaften der flüssigen Phase	67
5.3.2	Eigenschaften des Feststoffs im Dachablaufwasser.....	70
5.3.3	Gefährdung des Bodens	71
5.3.3.1	Schwermetallfrachten.....	71
5.3.3.2	Verdacht auf Entstehung einer schädlichen Bodenveränderung	73
5.3.4	Zusammenfassende Bewertung.....	75
6	Schlussfolgerungen	76
6.1	Anlagenbezogene Maßnahmen zum Schutz des Bodens.....	76
6.2	Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers	78
6.3	Maßnahmen zur Verminderung des Schadstoffeintrags in dezentrale Niederschlagswasserversickerungsanlagen	79
6.4	Zusammenfassende Bewertung	83
7	Fortführung der Untersuchungen.....	85
7.1	Verbreiterung der Datenbasis zum Belastungsstatus bestehender Niederschlagswasserversickerungsanlagen	85
7.2	Feldstudie zur Sickerwasserqualität bereits belasteter Niederschlags- wasserversickerungsanlagen.....	85
7.3	Versuche zum Schadstoffaustrag definierter Dachflächen.....	85
8	Literatur.....	87
Anhang		

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 3.1: Beispielhafte Probennahme eines Untersuchungsstandortes. Hellgrau (orange) gekennzeichnet sind die Probennahmepunkte der Versickerungsfläche. Schwarze (blaue) Punkte kennzeichnen die Probennahmepunkte der Referenzfläche (Skizze nach GEIGER und DREISEITL, 1995).....	10
Abb. 5.1: Mittlerer Cd-, Pb-, Zn- und Cu-Eintrag in die untersuchten Versickerungsanlagen bezogen auf die zugeführte Niederschlagswassermenge. Dargestellt mit dem Schwankungsbereich der errechneten Werte.	48
Abb. 5.2: Schwermetalleintrag in die Versickerungsanlagen der einzelnen Standorte bezogen auf die gesamte, während des Betriebes, zugeführte Niederschlagswassermenge. Durchgestrichene Standorte konnten hinsichtlich des betreffenden Metalls nicht ausgewertet werden.	52
Abb. 5.3: Konzentrationsunterschied an H ⁺ -Ionen zwischen Versickerungsanlage und Referenzfläche der einzelnen Standorte bezogen auf 1 Liter zugeführtes Niederschlagswasser.	54
Abb. 5.4: Abgeschätzte Laufzeiten der untersuchten Versickerungsanlagen in den Ballungskernen und Ballungsrandzonen (n=13) sowie den Mittelzentren und ländlichen Gebieten (n=7) bis zum Erreichen des Blei-Prüfwertes für die reale Nutzung der Anlagen in der Tiefe 0-10 cm, bei realer Vorbelastung des Bodens.	59
Abb. 5.5: Abgeschätzte Laufzeiten der untersuchten Versickerungsanlagen in den Ballungskernen und Ballungsrandzonen (n=13) sowie den Mittelzentren und ländlichen Gebieten (n=7) bis zum Erreichen des Blei-Prüfwertes für Wohngebiete in der Tiefe 0-10 cm, bei realer Vorbelastung des Bodens.	60
Abb. 5.6: Abgeschätzte Laufzeiten der untersuchten Versickerungsanlagen in den Ballungskernen und Ballungsrandzonen (n=13) sowie den Mittelzentren und ländlichen Gebieten (n=7) bis zum Erreichen des Blei-Prüfwertes für die reale Nutzung der Anlagen in der Tiefe 0-10 cm, bei einer Vorbelastung des Bodens von 4,2 mgPb/kg.	60
Abb. 5.7: Mittlere gelöste Cadmium-, Blei-, Zink- und Kupferkonzentrationen, einschließlich der jeweiligen Minimal- und Maximalwerte, der untersuchten Dachabflüsse. Die Bezeichnung setzt sich aus dem jeweiligen Dachmaterial sowie dem Alter der Dächer zusammen.....	69
Abb. 5.8: Mittlere Cadmium-, Blei-, Zink- und Kupferkonzentrationen, einschließlich der jeweiligen Minimal- und Maximalwerte, der Feststofffraktion der untersuchten Dachabläufe. Die Bezeichnung setzt sich aus dem jeweiligen Dachmaterial sowie dem Alter der Dächer zusammen.....	71
Abb. 6.1: Tendenzielle Verteilung der Cadmium-, Blei-, Zink- und Kupfergehalte in den Ablagerungen der Zulaufrinne zur Versickerungsanlage an Standort 45. Einheiten und Faktoren: Cadmium: 10 ⁻² mg/kg; Blei: 1 mg/kg; Zink: 10 mg/kg; Kupfer 10 ⁻¹ mg/kg.....	81
Abb. 6.2: Mittlere Kupferkonzentration der gelösten Fracht im ungefilterten und gefilterten Dachablaufwasser eines Kupferdaches.....	82

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 4.1: Zusammenstellung von Literaturquellen zum Feststoffanteil und Chemischen Sauerstoffbedarf im Niederschlagswasser.....	14
Tab. 4.2: Schwermetallgehalte im Niederschlagswasser (Nassdeposition). Fettgedruckte Angaben sind als Frachten angegeben.	15
Tab. 4.3: PAK-Konzentrationen im Niederschlagswasser.	16
Tab. 4.4: Feststoffkonzentrationen in Dachabflüssen in Berlin bei unterschiedlichen Dachmaterialien (nach AXT et al., 1985).	18
Tab. 4.5: pH-Werte im Dachablaufwasser verschiedener Dachmaterialien (nach GEIGER et al., 1999).	20
Tab. 4.6: Literaturangaben zu Schwermetallkonzentrationen im Dachablaufwasser.	21
Tab. 4.7: Literaturangaben zu gelöstem und partikulärem Anteil von Schwermetallen in Dachabflüssen.	21
Tab. 4.8: Literaturangaben zu Schwermetallkonzentrationen in Oberflächenabflüssen von Straßen unterschiedlicher Verkehrsdichte.	22
Tab. 4.9: Mittlere PAK-Gehalte von verschiedenen Dachabflüssen (nach GEIGER et al., 1999).	23
Tab. 4.10: Grenz-pH-Werte einiger Schwermetalle (DVWK, 1988; verändert).	28
Tab. 4.11: Cadmium-Hintergrundbelastung in NRW.	36
Tab. 4.12: Blei-Hintergrundbelastung in NRW.	37
Tab. 4.13: Zink-Hintergrundbelastung in NRW.	38
Tab. 4.14: Kupfer-Hintergrundbelastung in NRW.	39
Tab. 5.1: Auswirkung der Versickerung von Niederschlagswasser auf die Bodeneigenschaften der untersuchten Standorte.	44
Tab. 5.2: Mittelwert, Standardabweichung und Varianzkoeffizient der Cadmium-, Blei-, Zink- und Kupfer-Einträge in die untersuchten Versickerungsanlagen pro zugeführtem Liter Niederschlagswasser sowie die Differenz an H ⁺ -Ionen zwischen Mulde und Referenzfläche bezogen auf ein Liter zugeführtes Niederschlagswasser.	49
Tab. 5.3: Prüfwerte der Metalle Cadmium und Blei nach der BBodSchV (1999).	56
Tab. 5.4: Betriebs-Zeiträume in Jahren der untersuchten Versickerungsanlagen bis zum Erreichen der Prüfwerte nach der BBodSchV (1999) für die Elemente Cadmium und Blei. Für Situation 1 gelten die Prüfwerte der realen Nutzung sowie der gemessene Referenzwert als Ausgangsbelastung. Szenarium 2 beschreibt den Zeitraum bis zum Erreichen der Prüfwerte, die für Wohngebiete gültig sind; der Referenzwert definiert hier die Ausgangsbelastung. Für Szenarium 3 gilt die reale Nutzung sowie ein unbelasteter Ausgangswert von 4,2 mg Pb/kg.	58
Tab. 5.5: Ausgangsbedingungen und Ergebnisse der Langzeitsimulation zur Anreicherung der Elemente Cd, Zn, Cu und Pb in einem Niederschlagswasser-Versickerungsbecken (nach GROTEHUSMANN, 1995).	61
Tab. 5.6: Ausgangsbedingungen und Berechnung der Bodenbelastung in 0-20 cm Tiefe durch Muldenversickerung (nach BOLLER und HÄFLINGER, 1996).	62

Tab. 5.7: Berechneter Zeitraum bis zum Erreichen der bayrischen PW „Stufe 1“, unter Berücksichtigung des Anschlussverhältnisses der Versickerungsanlage (nach STOTZ und KRAUTH, 1998).....	62
Tab. 5.8: Vorsorgewerte und zulässige zusätzliche jährliche Frachten für die Metalle Cadmium, Blei, Zink und Kupfer nach der BBodSchV (1999).	63
Tab. 5.9: Jährliche Frachten an Cadmium, Blei, Zink und Kupfer in die Versickerungsanlagen einiger untersuchter Standorte mit dem Hinweis, ob der Vorsorgewert des jeweiligen Metalls der BBodSchV (1999) in den Böden der Anlagen bereits überschritten ist.	65
Tab. 5.10: Mittlere gelöste Schwermetallkonzentrationen und mittlerer pH-Wert der Abläufe der untersuchten Dächer, mit Standardabweichung und Varianzkoeffizient.	67
Tab. 5.11: Mittlere Schwermetallkonzentrationen des Feststoffs der untersuchten Dachablaufwässer, mit Standardabweichung und Varianzkoeffizient.	70
Tab. 5.12: Mittlere jährliche gesamte (F_{ges}) und gelöste Frachten (F_{gel}) der Metalle Cd, Pb, Zn und Cu pro Quadratmeter der untersuchten Dachflächen.	73
Tab. 5.13: Abgeschätzte Betriebszeiten für die Versickerung von Metaldachabläufen bis die Prüfwerte in 0-30 cm Tiefe für Park- und Freizeitanlagen oder für Wohngebiete erreicht werden.	74

FOTOVERZEICHNIS

Foto 6.1: Oberster Abschnitt des offenen Zulaufs zur Versickerungsanlage an Standort 45.	81
Foto 6.2: Zulaufrinne zur Versickerungsanlage an Standort 45, z. T. bewachsen.	81

Zusammenfassung

Bisher lagen für NRW keine detaillierten Untersuchungen zum Umfang und Ausmaß von Schadstoffanreicherungen in dezentralen Niederschlagswasserversickerungsanlagen vor. Vorrangiges **Ziel dieses Projektes** war es daher, festzustellen, ob die zunächst theoretisch begründete Sorge einer Schadstoffanreicherung sich tatsächlich in der Praxis bestätigt. Wenn ja, soll festgestellt werden welche Größenordnung diese bereits einnimmt und ob es zu Überschreitungen von Vorsorgewerten oder Prüfwerten gemäß BBodSchV (1999) kommt.

Die Auswertung aus der Literatur hinsichtlich der **qualitativen Parameter des Niederschlags** zeigt deutlich, dass die Messergebnisse großen örtlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegt. Es ist festzuhalten, dass die stoffliche Belastung sehr stark vom Staubgehalt in der Luft abhängig ist.

Die **Wasserqualität von Dach- und Straßenflächen** ist je nach Standortgegebenheiten sehr unterschiedlich. Es treten je nach Wetterlage, Primärbelastung des Niederschlages sowie Dachart hohe organische Schadstoffgehalte auf. Bei den anorganischen Schadstoffgehalten zeigt sich, dass besonders dann hohe Konzentrationen im Dachwasser vorgefunden werden, wenn Metalle im Dachmaterial vorhanden sind.

Der **Verbleib von Schadstoffen** aus dem zugeführten Niederschlagswasser im Boden unterliegt unterschiedlichen Mechanismen. Wichtige Mechanismen sind die Filtration, der Rückhalt von ungelösten Stoffen sowie die Sorption, die stark vom Stoffbestand des Bodens abhängig ist. Eine wichtige Rolle bei der Adsorption von Schwermetallen spielt zudem der pH-Wert des Bodens.

Der Übergang von Schadstoffen von der flüssigen in die gebundene, feste Phase und umgekehrt hängt neben den chemischen Bodeneigenschaften auch vom Fließverhalten der Bodenlösung ab. Untersuchungen der **Zusammensetzung des Sickerwassers** in Böden von Versickerungsanlagen oder in stark belasteten Böden ergaben dementsprechend unterschiedliche Ergebnisse. Es wird deutlich, dass ein zusätzlicher Untersuchungsbedarf des Sickerwassers in Böden von Versickerungsanlagen im Hinblick auf den Schadstofftransport ins Grundwasser besteht.

Zur **Untersuchung** der oben genannten Fragestellung wurden insgesamt 29 Versickerungsanlagen gewählt, deren

- Alter zwischen 3 und 8 Jahren betrug,
- Standorte sich vor allem in Ballungskernen befanden, zum kleineren Teil in Ballungsrandzonen, Mittelzentren und ländlichen Gebieten, meist in reinen Wohn- oder Mischgebieten, z. T. in Gewerbegebieten,
- angeschlossene Flächen meist aus Beton, Ton, Kunststoff, Asphalt usw. bestanden; Metalle wurden nur aus Nebenbestandteile verwandt,

- Anschlussverhältnis zwischen angeschlossener, versiegelter Fläche und Versickerungsfläche zwischen 2:1 bis 48:1 variierte.

An den Bodenproben der jeweiligen Versickerungsanlage und der Referenzfläche wurden die Bodeneigenschaften Textur, pH-Wert, Carbonat- und Humusgehalt sowie Cd-, Pb-, Zn- und Cu-Gehalt miteinander verglichen.

Die untersuchten Versickerungsanlagen weisen oft standortfremdes Material auf, das aufgrund seiner gröberen Korngrößenzusammensetzung in den Boden eingebracht wurde. Ein Vergleich zwischen Referenzproben und Versickerungsanlage ist daher nicht für alle Anlagen möglich. Werden die nicht auswertbaren Standorte außer Acht gelassen, ergibt sich folgendes **Ergebnis**. Eine Anreicherung von

- Cadmium bei 50 %,
- Blei bei 80 %,
- Zink bei 83 % und
- Kupfer bei 70 % der auswertbaren Anlagen.

Eine Verringerung des pH-Wertes und damit ein Eintrag von Säure trifft wahrscheinlich in 67 % der untersuchten Standorte zu.

Wird nach **Kriterien** gesucht, die auf eine unterschiedliche Anreicherung mit Schadstoffen hinweisen, zeigt sich, dass die Anreicherung von Cadmium, Blei und Zink der untersuchten Anlagen in der Regel in Ballungskernen oder Ballungsrandzonen höher ist, als in den ländlichen Gebieten. Für Kupfer kann diese Tendenz nicht bestätigt werden. Werden Metalle in Dachmaterialien verwandt, so tragen auch diese zur Aufkonzentration der entsprechenden Metalle in den untersuchten Böden der Versickerungsanlagen bei.

Es ist festzustellen, dass eine **Versauerung** der untersuchten Böden durch die Versickerung von Niederschlagswasser in einem hohen Maß von der Säureneutralisationskapazität des Bodens abhängt.

Die abgeschätzten Zeiträume, in denen die Versickerung von Niederschlagswasser zu einer Anreicherung von Schwermetallen in Höhe der **Prüfwerte gemäß BBodSchV (1999)** führen kann, sind für Cadmium meist so hoch, dass sie vermutlich über der Betriebsdauer von Versickerungsanlagen liegen. Problematischer ist die Situation für Blei. Circa ein Viertel der ausgewerteten Anlagen erreichen den Prüfwert für Blei gemäß BBodSchV (1999) bei gleichbleibenden Bedingungen innerhalb von 10 Jahren. Innerhalb von 30 Jahren sind es etwa ein Drittel der untersuchten Anlagen.

Die **zulässige zusätzliche jährliche Fracht** der Metalle Cadmium, Blei, Zink und Kupfer, definiert nach der BBodSchV, ist fast immer dann überschritten, sobald ein Eintrag dieser Metalle in die untersuchten Versickerungsanlagen aus den entspre-

chenden Anreicherungen im Boden abgeleitet werden kann. Relevant kann dies für die beprobten Anlagen der Ballungkerne, Ballungsrandzonen sowie der Mittelzentren sein, da hier jeweils mindestens ein entsprechender Vorsorgewert überschritten wird.

Weiterhin untersucht wurde der **Abfluss verschiedener Metaldächer** und eines Betonsteindaches mit Zinkdachrinnen und –fallrohren, deren Standort sich im Ruhrgebiet und in Paderborn befanden. Neben dem pH-Wert wurde die Cd-, Pb-, Zn- und Cu-Konzentration der gelösten und der festen Fracht bestimmt.

Die **Messergebnisse** zeigten, dass die Metallkonzentrationen in der flüssigen Phase und im Feststoffanteil der untersuchten Dächer gegenüber den anderen untersuchten Dachabläufen dann erhöht sind, wenn das entsprechende Metall im Material des Daches oder der Dachrinnen und Fallrohre enthalten ist. Der gemessene pH-Wert ist im Schnitt im Ablauf des untersuchten Betondachstein-Daches am höchsten. Dies wird auf die Pufferwirkung des Dachmaterials zurückgeführt.

Eine Abschätzung der Gesamtfrachten an Cd, Pb, Zn und Cu der untersuchten Dachablaufwässer zeigt, dass die jährlichen **zulässigen zusätzlichen Frachten** (BBodSchV; 1999) in den Boden, gültig bei überschrittenen Vorsorgewerten, selbst bei einem günstigen Anschlussverhältnis von $A_{red}/A_v = 1:1$ von drei oder vier der untersuchten Metalle überschritten würden.

Die daraus abgeleitete Abschätzung des Zeitraumes bis die **Prüfwerte** der BBodSchV (1999) in 0-30 cm Tiefe in der Versickerungsanlage erreicht würden ergab für Cadmium Zeiträume von wenigstens 90 Jahre. Im Fall des untersuchten Bleidachs liegt der Zeitraum bis zum Erreichen der jeweiligen Bleiprüfwerte jedoch bei 0,5-1,2 Jahren, durch eine vorherige Herausfilterung des Feststoffs würde sich dieser bereits auf 12-31 Jahre verlängern.

Um den Boden von Versickerungsanlagen wirkungsvoll vor der Anreicherung durch Schwermetalle schützen zu können, sind die im Folgenden genannten **Maßnahmen** denkbar:

- die Erhöhung des Anschlussverhältnisses (A_{red}/A_v), hängt im Einzelfall von der zur Verfügung stehenden Freifläche ab.
- der Austausch des Bodens in Versickerungsanlagen in der Tiefe, in der die Anreicherung schwerpunktmäßig stattfindet, kann nur dann akzeptabel sein, wenn dem ein angemessener Betriebszeitraum (z. B. 30 Jahre) zugrunde liegt.
- zum Schutz des Grundwassers durch eine Erhöhung des Akkumulationsvermögen des Bodens gegenüber Schadstoffen wäre eine Anreicherung des Bodens mit Eisenoxiden oder das Einlegen einer damit gefüllten Filter- oder Adsorptionsmatte denkbar sowie der Einsatz von Kalk, um die Säureneutralisationskapazität des Bodens zu erhöhen und dadurch einer Verringerung des pH-Wertes vorzubeugen.

- Maßnahmen, welche die Zufuhr von Schadstoffen vermindern sind die Vermeidung von Metallen (Zn, Pb, Cu) als Dachmaterial sowie der Einsatz eines Feststofffilters, der den partikulären Anteil der Schadstoffe vor dem Erreichen der Versickerungsanlage ganz oder teilweise zurückhält, am besten kombiniert mit einem Filter für die gelöste Fraktion. Dadurch könnte sich der Zeitraum bis zum Erreichen des entsprechenden Bleiprüfwertes gemäß BBodSchV (1999) um ein Zehnfaches erhöhen.

Eine sinnvolle Fortführung der oben vorgestellten Untersuchungen wären

- die Verbreiterung der Datenbasis zum Belastungsstatus bestehender Niederschlagswasserversickerungsanlagen,
- eine Feldstudie zur Sickerwasserqualität bereits belasteter Niederschlagswasserversickerungsanlagen,
- Versuche zum Schadstoffaustrag definierter Dachflächen und zu deren Verminderung.

1 Auftrag und Einführung

Mit Bescheid IV B 6 – 042 232 vom Juli 2000 beauftragte das MUNLV (NRW) die Abteilung Angewandte Bodenkunde der Universität Essen mit dem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Bodenchemische Untersuchungen von Versickerungsanlagen als Grundlage für eine nachhaltige Niederschlagswasserbewirtschaftung im Sinne des Boden- und Grundwasserschutzes“. Die Beauftragung beruhte auf der Besorgnis, dass sich an vielen Stellen im Land durch das Betreiben von dezentralen Regenwasserversickerungsanlagen in den Böden Schadstoffe weit über das Normalmaß hinaus anreichern. Diese möglichen Einträge in den belebten Boden können dessen Funktion als Filter beeinträchtigen. Fachlich begründet kämen in diesem Fall die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) zur Anwendung, die den Schutz der Multifunktionalität des Bodens gewährleisten sollen. Theoretisch abgeleitete Abschätzungen zum Akkumulationsgeschehen gaben Anlass zur Annahme, dass die in der BBodSchV (1999) genannten Vorsorgewerte und auch die Höchstgrenzen für zusätzliche jährliche Frachten kaum einzuhalten sind (HILLER und WINZIG, 2000).

Viele der dezentralen Niederschlagswasserversickerungsanlagen werden in Siedlungsgebieten, häufig sogar in Gärten angelegt. Dieser Umstand macht eine fundierte Gefährdungseinschätzung dieser Problematik noch wesentlich dringlicher. Die theoretischen Abschätzungen legten den Verdacht nahe, dass die auf toxikologischer Basis gründenden, und damit auch auf die Versickerungsanlagen anzuwendenden, Prüfwerte der BBodSchV (1999) des Wirkungspfades Boden-Mensch, zumindest bei der Nutzung Kinderspielfläche und Wohngebiet, innerhalb absehbarer Zeiten überschritten werden.

Bisher liegen für NRW keine detaillierten Untersuchungen zum Umfang und Ausmaß von Schadstoffanreicherungen in dezentralen Niederschlagswasserversickerungsanlagen vor. **Vorrangiges Ziel dieses Projektes ist es, festzustellen, ob die zunächst theoretisch begründete Sorge einer Schadstoffanreicherung sich tatsächlich in der Praxis bestätigt. Wenn ja, soll festgestellt werden welche Größenordnung diese bereits einnimmt und ob es zu Überschreitungen von Vorsorgewerten oder Prüfwerten gemäß BBodSchV (1999) kommt.**

Über dieses vorrangige Ziel hinaus sollte das F+E-Vorhaben derart angelegt sein, dass konkretisierende Antworten zu den wahrscheinlichen Ursachen der Schadstoffanreicherung und den zu erwartenden Zeiträumen (bis diese handlungsrelevante Größen erreicht haben) abgeleitet werden können.

Untersucht wurden im speziellen:

- Versickerungsanlagen unterschiedlichen Alters mit breitem Spektrum im Hinblick auf die angeschlossenen Dach- bzw. Hofflächenart und -größe. Ziel dieser Versuchsfrage ist es zum einen Daten über den Ist-Zustand des Schwermetallstatus

- und, zum anderen Erkenntnisse zu den chemischen und -physikalischen Bodeneigenschaften in Niederschlagswasserversickerungsanlagen zu gewinnen,
- die Qualität und stoffliche Zusammensetzung ausgewählter Dachablaufwässer, die versickert werden sollen (pH-Wert und Schwermetallkonzentrationen der flüssigen bzw. Feststoffphase),
 - die Ursachen bzw. Stoffquellen der Schwermetall-Anreicherungen in den Böden der Versickerungsanlagen,
 - die Bedeutung der Raum- und Siedlungsstruktur, bzw. der Nutzung und des Abdeckmaterials der angeschlossenen Flächen. Darüber hinaus soll eine Abschätzung Aufschluss geben ob, wo und wann Überschreitungen der Vorsorgewerte bzw. der Prüfwerte gemäß BBodSchV durch dezentrale Niederschlagswasserversickerung zu erwarten sind.

Wenn die Ergebnisse ergeben, dass eine gravierende Schadstoffanreicherung belegbar ist, sollen die im Projekt ermittelten Daten im Hinblick auf mögliche Gegenmaßnahmen weiter ausgewertet werden. Ziel ist es dann, erste Ansätze zu Maßnahmen zu formulieren, welche die Schadstoffeinträge in die Böden der Niederschlagswasserversickerungsanlagen reduzieren bzw. die Nutzungszeiträume der Anlagen bis zum Erreichen der Prüfwerte sinnvoll heraufsetzen.

2 Material

2.1 Auswahl der Versickerungsanlagen

Die Suche nach geeigneten Versickerungsanlagen zur Untersuchung der in Kapitel 1 erläuterten Fragestellung erfolgte nach folgenden Kriterien:

- das Niederschlagswasser sollte in der Versickerungsanlage oberflächlich versickern, nicht unterirdisch,
- die nutzbare Versickerungsfläche sollte bekannt sein,
- die Größe und die Abdeckungsmaterialien der angeschlossenen Flächen sollten entweder bekannt oder einfach zu ermitteln sein,
- die Versickerungsanlage sollte bereits 5 Jahre in Betrieb sein, mindestens aber 3 Jahre,
- die Anlage sollte sich möglichst nicht auf einem schadstoffvorbelasteten Standort befinden.

Um möglichst viele geeignete Anlagen zu finden, wurden die Umweltämter oder Wasserbehörden der größeren Städte und Gemeinden in NRW angesprochen, des Weiteren Ingenieurbüros, die sich mit der Planung von Niederschlagswasserversickerungsanlagen beschäftigen, Wohnbaugesellschaften und die Ansprechpartner der Versickerungs-Projekte, die in der Broschüre „Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung“ (MURL, 1998) vorgestellt wurden.

Die Ingenieurbüros und Wohnbaugesellschaften verfügen meist über genaue Unterlagen der von ihnen geplanten, bzw. betriebenen Niederschlagswasserversickerungsanlagen. Die Datenlage in den Städten und Gemeinden ist unterschiedlich. Zum Teil liegen Dateien oder Datenbanken über die im Gemeindegebiet befindlichen Anlagen vor, die auch Hinweise über die Versickerungsart und die Betriebsdauer enthalten, z. T. gibt es keine Kataster über Versickerungsanlagen oder nur über solche, die erlaubnispflichtig waren, da sie sich auf Altlastenverdachtsflächen befinden.

Die Standorte, die ermittelt werden konnten, wurden in einem Vorgespräch mit den Betreibern oder durch Besichtigung auf ihre Tauglichkeit für die vorgesehene Untersuchung geprüft und gegebenenfalls beprobt. Durch diese Überprüfung mussten viele der insgesamt über 80 ermittelten Anlagen ausgeschlossen werden, da sie nicht den Angaben, die den Behörden oder Büros vorlagen, entsprachen (siehe auch Kapitel 5.1.1). Ein genaues Ergebnis der Standortsuche liefert Tabelle 1 im Anhang.

Zur Untersuchung wurden insgesamt 29 Versickerungsflächen gewählt, davon

- 20 Mulden,
- 5 Mulden-Rigolen-Systeme,
- 3 Standorte eines Mulden-, bzw. Sickergrabensystems und
- 1 Flächenversickerung.

Die Altersstruktur der Anlagen sah wie folgt aus:

- 3-4 Jahre 6 Anlagen,
- ≥ 4 -5 Jahre 6 Anlagen,
- ≥ 5 -8 Jahre 12 Anlagen,
- ≥ 8 Jahre 4 Anlagen.

Das Alter einer Anlage konnte nicht ermittelt werden.

Eine detaillierte Beschreibung der untersuchten Anlagen befindet sich im Anhang. Da den meisten Betreibern der untersuchten Versickerungsanlagen zugesichert werden musste, dass die Untersuchungsergebnisse anonymisiert werden, sind die Standorte durch Nummern gekennzeichnet. Die genaue Lage der Versickerungsanlagen, ausgedrückt in Rechts- und Hochwerten der Gauß-Krüger-Koordinaten, konnte aus diesem Grund nicht aufgeführt werden.

2.2 Standörtliche Kriterien der Versickerungsanlagen

Die Standorte der für diese Untersuchung gewählten Versickerungsanlagen unterscheiden sich hinsichtlich der Raum- und Siedlungsstruktur und der Nutzung. Die Versickerungsanlagen unterscheiden sich zudem durch das Abdeckungsmaterial der angeschlossenen Flächen.

Raumstruktur

19 der 29 untersuchten Standorte befinden sich in Ballungskernen, d.h. in den größeren Städten von NRW. 3 Standorte liegen in Ballungsrandzonen und 2 in Mittelzentren, das sind meist kleinere Städte. 5 Beprobungen wurden im ländlichen Gebiet durchgeführt.

Siedlungsstruktur

Von den insgesamt 29 Standorten befinden sich 13 in reinen Wohngebieten, 10 in Mischgebieten und 6 in reinen Gewerbegebieten.

Nutzung

17 der Versickerungsanlagen werden privat genutzt. Dies sind meist Dachentwässerungen von Haus- und Garagendächern sowie die Entwässerung kleiner Hofflächen oder Zufahrtswege. Die öffentliche Nutzung von 6 Versickerungsanlagen bedeutet in 3 Fällen Entwässerung von kleineren Straßen, die meist nur von Anliegern genutzt werden, 2 Gebäude mit größeren Hofflächen und in einem Fall die Laufbahn einer Sportanlage. 6 der untersuchten Standorte unterliegen einer gewerblichen Nutzung. Diese Anlagen werden von großen Dach- und Hofflächen gespeist, auf den Hofflächen herrscht vor allem LKW-Verkehr.

Abdeckungsmaterial der angeschlossenen Flächen

Das Dachmaterial der an die privaten oder öffentlichen Versickerungsanlagen angeschlossenen Gebäude ist meist Betondachstein, z. T. eventuell Tonziegel. Angeschlossene Nebengebäude, wie Garagen sind meist mit Teerpappe abgedeckt, in einem Fall mit Kunststoff. Das Material der Dachrinnen und der Übergangsbleche konnte nicht immer bestimmt werden, da diese oft mit Farbe gestrichen sind. Es wird jedoch angenommen, dass häufig Zinkdachrinnen und Bleibleche verwendet wurden, da dies gängige Materialien auf Dächern sind. An einem Standort wurden Kupferfallrohre benutzt. Die Hofflächen weisen meist Pflastersteine oder Asphalt auf, in jeweils einem Fall ist ein Holzbalkon angeschlossen oder eine Terrasse aus Naturstein. Die Laufbahn der Sportanlage besteht aus Kunststoff.

Das Material der Dach- und Hofflächen von zwei Gewerbestandorten konnte nicht bestimmt werden. Zwei Versickerungsanlagen in Gewerbegebieten werden von Teerpappedächern und Asphaltstraßen gespeist, eine Versickerungsanlage von einem Gebäude mit Kunststoffdach und Kiesschüttung sowie eine von einer Asphaltfläche.

Anschlussverhältnis

Das Anschlussverhältnis wird durch den Quotienten A_{red}/A_v (angeschlossene Dachfläche/ Versickerungsfläche) ausgedrückt und gibt Auskunft darüber wie viel Quadratmeter versiegelte Fläche in einen Quadratmeter Versickerungsfläche entwässern. Die untersuchten Versickerungsanlagen weisen für A_{red}/A_v eine Spannweite von 2:1 bis 48:1 aus. Im Mittel liegt das Anschlussverhältnis bei 10:1.

2.3 Standorte der beprobten Dächer

Der Niederschlagsabfluss wurde beprobt von jeweils einem

- Wohnhausdach, gedeckt mit Betondachsteinen und verzinkter Dachrinne in der alten Bergarbeitersiedlung Gelsenkirchen-Schüngelberg (Alter > 20 Jahre),
- Geschäftsgebäudedach aus Zinkblech in Dortmund-Zentrum (Alter ca. 4 Jahre),
- Nebengebäudedach aus Bleiblech vom Dom in Paderborn-Zentrum (Alter ca. 25 Jahre),
- Kirchendach aus neuem Kupferblech in Essen-Dellwig (Alter ca. 1 Jahr, gedeckt im Sommer 2000),
- Hausdach aus Kupferblech in Dortmund-Zentrum (Alter ca. 5 Jahre),
- Turmdach aus altem Kupferblech vom Dom in Paderborn-Zentrum (Alter ca. 50 Jahre).

3 Methoden

3.1 Beprobung der Versickerungsanlagen im Gelände

Die Bodenentnahme im Gelände erfolgte mit Hilfe eines Pürkhauerbohrers (Durchmesser 3,5 cm). Beprobte wurden jeweils 4-5 Punkte der Versickerungsanlage, bzw. der Referenzfläche, die jeweils zu einer Mischprobe zusammengeführt wurden. Das Bodenmaterial aus den entsprechenden Tiefen wurde in Polyäthylentüten überführt und zur Analyse ins Labor gebracht. Wenn möglich erfolgte die Beprobung der Versickerungsanlage bis in 60 cm Tiefe (zumeist in den Tiefen 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-45, 45-60 cm), die der Referenzfläche bis in 30 cm Tiefe (zumeist in den Tiefen 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 cm).

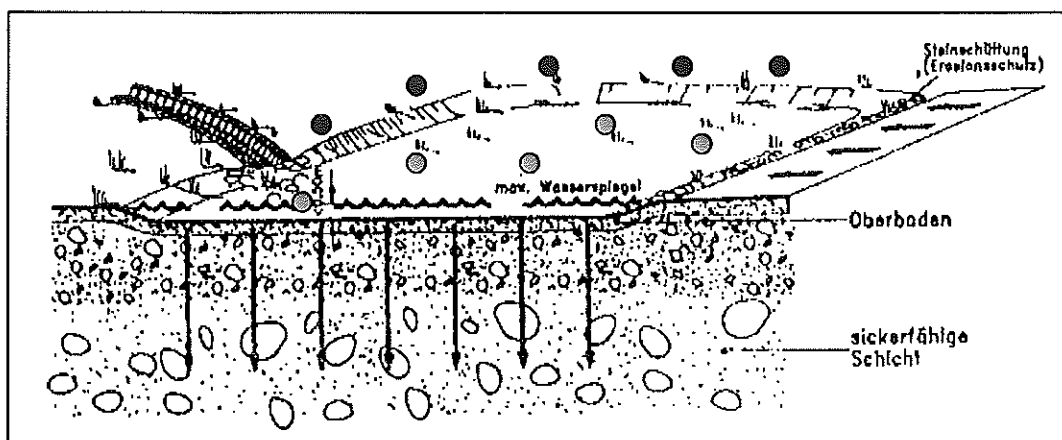


Abb. 3.1: Beispielhafte Probennahme eines Untersuchungsstandortes. Hellgrau (orange) gekennzeichnet sind die Probennahmepunkte der Versickerungsfläche. Schwarze (blaue) Punkte kennzeichnen die Probennahmepunkte der Referenzfläche (Skizze nach GEIGER und DREISEITL, 1995).

In der Versickerungsanlage wurde neben dem Bereich in direkter Nähe des Niederschlagswasser-Einlaufs ein Querschnitt über den gesamten Muldenboden beprobt.

Die Referenzfläche sollte sich in der direkten Umgebung der Versickerungsanlage befinden. In den Fällen, in denen standortfremdes Substrat in den Boden eingebracht worden war, sollten die Referenzproben möglichst aus dem gleichen Material bestehen. Hierzu wurde häufig der äußerste Rand der Versickerungsanlage, z. B. der Rand der Muldenschulter, als Entnahmestellen herangezogen.

Die Größe der Versickerungsanlage sowie die der angeschlossenen Dach-, Hof- und Verkehrsflächen wurden, sofern sie nicht bereits bekannt waren, mit einem Maßband oder einem Meterstab vermessen.

3.2 Versuchsaufbau der Dachabflussbeprobung

Um die Schadelementkonzentration im Dachabflusswasser ermitteln zu können, wurde am Regenfallrohr des jeweiligen Daches eine Abzweigung eingebaut, so dass ein Teil-

strom des Regenwassers in einen Auffangbehälter geleitet wurde. Der Auffangbehälter wurde in der Regel einmal pro Woche ausgetauscht und im Labor eine Wasserprobe zur Analyse entnommen. Die in dem Auffangbehälter zurückgehaltenen Feststoffpartikel wurden ebenfalls im Labor auf einem Filter gesammelt und danach auf den Schadstoffgehalt hin analysiert.

Eine Angabe über die Gesamtfrachten an Schadstoffen im Niederschlag konnte aus diesen Analysen nicht ermittelt werden, da die von den angeschlossenen Dachflächen gelieferten Abflussmengen meist so groß waren, dass das Volumen der Auffangbehälter überschritten wurde. Das Überlaufen der Auffangbehälter hatte zur Folge, dass nicht gewährleistet werden konnte, dass die gesamte Partikelfracht erfasst wurde. Angaben über Gesamtfrachten wäre zum Beispiel möglich gewesen, wenn nur das Dachablaufwasser einer kleinen Fläche aufgefangen worden wäre. Dies hätte eines wesentlich aufwendigeren Versuchsaufbaus bedurft, der in der kurzen Projektlaufzeit nicht möglich war.

Die ursprünglich an den Dächern vorgesehene Niederschlagsabflussmengenbestimmung über Wasseruhren hat sich in der Praxis als nicht durchführbar erwiesen. Zum einen stellte sich heraus, dass die Wasseruhren zur ordnungsgemäßen Zählung des Durchflusses stets einen Mindestwasserdruck benötigen und zum anderen verstopften die Zählzellen permanent durch Schwebstoffe (Laub, Moos, u.a.m.). Es wurden daraufhin Hellmann-Regenmesser aufgestellt um die Menge an gefallenem Niederschlag zwischen den Probenwechselintervallen feststellen zu können.

3.3 Labormethoden

3.3.1 Bodenproben

Die für die chemischen Eigenschaften der Bodenproben angewandten Labormethoden stützen sich auf die üblichen Verfahren. Im einzelnen wurden angewandt:

- Probenvorbereitung DIN ISO 11464
- Textur, Fingerprobe im Gelände Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, 1994; DIN 19682-2
- Bodenreaktion, $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ DIN ISO 19 684-1
- Carbonatgehalt DIN ISO 10 693
- Humusgehalt DIN 19 684-3
- Schwermetallgesamtgehalt (Königswasser, KW) DIN ISO 11 466
- Messung von Zink (Zn), Kupfer (Cu), Blei (Pb) und Cadmium (Cd) im KW DIN ISO 11 047

Die Flammen-AAS-Nachweisgrenzen liegen für Pb und Zn bei 0,05 mg/l, für Cu bei 0,02 mg/l und für Cd bei 0,01 mg/l. Für eine vorgenommene Einwaage von 5 g Boden

heißt das, dass die Nachweisgrenzen für Pb und Zn bei 1 mg/kg, für Cu bei 0,4 mg/kg und für Cd bei 0,2 mg/kg liegen.

3.3.2 Wasserproben sowie Partikelfracht aus der Niederschlagsabflussprobe

Zur Charakterisierung der chemischen Eigenschaften der Niederschlagswasserproben kamen die üblichen Labormethoden zum Einsatz. Im einzelnen wurden angewandt:

- pH-Wasser, elektrometrisch mit Einstab Glaselektrode
- Zink, Kupfer, Blei, Cadmium im gefilterten Regenwasser mittels Flammen-AAS in der Luft-Acetylen-Flamme

Die im Förderantrag vorgesehene Aufkonzentrierung der beim Dachablauf anfallenden partikulär gebundenen Stoffe auf einem 45 µm Filter konnte durch das schnelle Verstopfen dieser Filter in der Praxis nicht durchgeführt werden.

Die Partikel wurden daher auf einem Zellulosefaltfilter der Firma Schleicher und Schüll (595½, Ref. Nr. 311 647) gesammelt. Nach dem Trocknen über Nacht bei 105 °C wurde der gewogene Filter 8 Stunden im Muffelofen bei 550 °C verascht. Der Rückstand mit 5 ml 65%iger HNO₃ (HNO₃ p.a.) aufgenommen und dann wieder bis zur Trockene auf dem Sandbad eingedampft. Dieser Rückstand wurde erneut mit 5 ml konz. HNO₃ p.a. aufgenommen, in einen Kolben übergeführt; das Kolbenrestvolumen mit Bi-distilliertem Wasser bis zur Marke aufgefüllt. Die Messung der Zink-, Kupfer-, Blei- und Cadmiumkonzentrationen erfolgte mittels Flammen-AAS in der Luft-Acetylen-Flamme. Die Nachweisgrenzen sind bereits unter Punkt 3.3.1 aufgeführt.

4 Stand der Forschung und Technik

Die in die Atmosphäre emittierten Stoffe und Stoffverbindungen werden von dem Niederschlag ausgewaschen. Die Größenordnung dieser so genannten Primärbelastung des Niederschlages hängt sehr stark von der Region ab. Der Niederschlag in städtischen Gebieten weist in der Regel höhere Belastungen auf als in ländlichen Regionen. Besonders in den achtziger Jahren wurden im Zusammenhang mit dem Sauren Regen und Waldsterben der Niederschlag auf die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrat sowie Sulfat und Chlorid untersucht.

Zum Teil wurden auch Schwermetalle und organische Summenparameter wie Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Gesamt Organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) und Gelöster Organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) untersucht, um die Belastung des Niederschlagabflusses von befestigten Oberflächen zu erhalten (GÖTTLE, 1978; KLEIN, 1982).

Im Rahmen des Grundwasserschutzes und später auch Bodenschutzes, sowie in Verbindung mit der ökologischen Regenwasserbewirtschaftung (Regenwassernutzung und Regenwasserversickerung) wurden in den Neunziger Jahren verstärkt Einzelparameter im Niederschlags- und Oberflächenabfluss untersucht. Von großer Bedeutung sind die Stoffgruppen Erdalkali-Elemente und Metalle (Ca, Fe, Mg, Mn, Pb, Cd, Zn, Cu, Ni), die Säurebildner SO_2 , NO_x und Cl sowie die organischen Stoffe BTX und PAK.

In den folgenden Kapiteln wird das Hauptaugenmerk auf die Abflüsse der versiegelten Flächen und hier besonders auf die Dachwasserabflüsse gelegt, da gerade Dachflächen primär an dezentrale Muldenversickerungsanlagen angeschlossen sind. Die primäre Belastung des Niederschlages wird nur kurz angesprochen. Nachfolgend wird in erster Linie neuere Literatur ab 1990 vorgestellt.

4.1 Schadstoffbelastung des atmosphärischen Niederschlages

4.1.1 Belastung des Niederschlages mit Feststoffen

Die Untersuchungen von AXT et al. (1985) weisen darauf hin, dass im Niederschlagswasser die partikulär gebundene Gesamtstofffracht die gelöste deutlich übersteigt. Von im Mittel 59 mg/l Gesamteinhaltsstoffen waren 42 mg/l partikulär gebunden. Untersuchungen der Feststoffkonzentrationen im Regenwasser von KLEIN (1982), KRAUTH und KLEIN (1982) sowie XANTHOPOULOS (1992) liegen im etwa gleichen Größenbereich (Tabelle 4.1). Die jüngste Untersuchung von GEIGER et al. (1999) weisen darauf hin, dass höhere Feststoffkonzentrationen auftreten, wenn zuvor eine längere Trockenwetterperiode vorlag.

Tab. 4.1: Zusammenstellung von Literaturquellen zum Feststoffanteil und Chemischen Sauerstoffbedarf im Niederschlagswasser

Quelle	AFS (mg/l)	CSB (mg/l)
GÖTTLE, 1978	12,5	26
KLEIN, 1982	7,0-12,1	18-23
KRAUTH u. KLEIN, 1982	7,0	19
XANTHOPOULOS, 1992	---	5,0
FÖRSTER, 1993	12,6	---
GEIGER et. al., 1999	4-14	55

AFS = Abfiltrierbare Feststoffe, CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf

4.1.2 Belastung des Niederschlags mit Schwermetallen

Bei der dezentralen Regenwasserversickerung sind in Hinblick des Boden- und Grundwasserschutzes die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Zink und Nickel von Bedeutung. Im Gegensatz zum Dachablaufwasser liegen im Niederschlag die Schwermetalle, mit Ausnahme des Bleis, in gelöster Form vor, wie Untersuchungen von BULLERMANN et al. (1989), GEORGII et al., (1983) sowie AXT et al. (1985) zeigen. Nach GRÖMPING et al. (1994) macht bei den Schwermetallen die Nassdeposition etwa 90% des gesamten atmosphärischen Eintrages aus. Die Metalle werden überwiegend durch den Kraftfahrzeugverkehr sowie durch metallverarbeitende Industrien in die Atmosphäre emittiert. Aus den in Tabelle 4.2 aufgeführten Niederschlagsuntersuchungen lässt sich folgendes ableiten:

- Der pH-Wert ist in den letzten 20 Jahren nicht gesunken. Die Messungen von SHU (1997) im Ruhrgebiet (Gelsenkirchen) weisen auf einen jahreszeitlichen Verlauf hin, wobei die geringeren pH-Werte in den Sommermonaten vorgefunden wurden.
- Bei den Schwermetallen ist vor allem bei Blei eine Veränderung in der Konzentration zu erkennen. So wurden im Niederschlagswasser des Frankfurter Flughafens in den Jahren 1982-1984 ca. 9 µg/l Blei und im Taunusstein nur etwa die Hälfte an Blei vorgefunden (GOWLER, 1985). Die Messungen der Inhaltsstoffe des Niederschlages in den Städten Mainz und Heidelberg von BORNEFF et al. (1996) haben dagegen nur noch 2 µg/l Blei ergeben und liegen damit nicht höher als die Bleikonzentrationen im Odenwald. Etwas höher liegen dagegen die Bleikonzentrationen bei den Messuntersuchungen in Herten. Hier wurden von GEIGER et al. (1999) bei 2 Niederschlagsereignissen Gehalte zwischen 4 und 7 µg/l vorgefunden. Die Abnahme des Bleis ist auf den bundesweiten Rückgang des Einsatzes von verbleitem Benzin zurückzuführen (BORNEFF et al., 1996). Bei den anderen Schwermetallen zeigt sich eine leichte, aber nicht immer eindeutige Konzentrationsabnahme im Niederschlagswasser.

- Die Untersuchung von HERRMANN et al. (1992) zeigt, dass die Schwermetalle Cd und Zn im Niederschlag überwiegend gelöst, Cu und Pb dagegen eher partikulär vorliegen.

Tab. 4.2: Schwermetallgehalte im Niederschlagswasser (Nassdeposition). Fettgedruckte Angaben sind als Frachten angegeben.

Literaturquelle	Cd [µg/l] [mg/m²*a]	Cu [µg/l] [mg/m²*a]	Pb [µg/l] [mg/m²*a]	Zn [µg/l] [mg/m²*a]	pH	Bemerkung
RUPPERT, 1975		7,0	5,0	48		
KLEIN, 1982		6,0-21	21-37	80-120	3,3-7,0	
KRAUTH und KLEIN, 1982	0,8	21	31	120		
GEORGII et al., 1983	1,3 0,8		37 11			Ruhrgebiet Reinluftgebiet
GOLWER et al., 1985	0,5 0,45		9,0 5,0	23 16,8	4,2 4,3	Flughafen FFM von 1982-1984 Taunusstein von 1982-1984
FREITAG et al., 1987	1,4 1,3	35,5 6,6	12,1 2,3	94,5 9,9		München Alpen
GOLWER et al., 1989	0,45		5,0	17	4,9	Flughafen Frankfurt
NGUYEN et al., 1989	0,14-0,22	1,0-2,3	5,8-10,1	8,7-15,0		Deltabereich Niederlande von 1980-1986
FÖRSTER, 1990	0,75	1,2	29	86		
SWARTJES, 1990	3,9	19	19	134		
HERRMANN et al., 1992	0,6 0,3	13 15	3,3 5,1	110 29		gelöst partikulär
XANTHOPOULOS, 1992	1,5	1,5	5,0	5,0	4,9	Messungen in Karlsruhe
GRÖMPING et al., 1994	0,04-0,10	0,5-1,0	1,0-1,1	1,2-10,0		
BORNEFF et al., 1996	0,2		2,0	37	5,3	in Mainz/Heidel- berg/ Odenwald
SHU, 1997					4,0-6,6	Messzeitraum 1995, Gelsenkir- chen
GEIGER et al., 1999	0,8-0,9	27-36	7-8	44-83		2 Niederschlags- ereignisse in Herten

Untersuchungen zur Dynamik der Schwermetallkonzentrationen weisen darauf hin, dass die höchsten Werte zu Beginn eines Niederschlages auftreten. Im weiteren Verlauf nimmt die Konzentration exponentiell ab und strebt eine Grenzkonzentration an (AXT et al., 1985; HERRMANN et al., 1992; FÖRSTER, 1996; DAUB und STRIEBEL, 1995). Hierbei zeigt sich, dass dies überwiegend für die partikulär gebundenen Schwermetalle zutrifft (HERRMANN et al. 1992). Bei den Absolutwerten treten jedoch große Spannweiten auf, die maßgeblich von den örtlichen Gegebenheiten und den meteorologischen Randbedingungen bestimmt werden (BULLERMANN und KLEIN, 1996).

4.1.3 Belastung des Niederschlags mit organischen Stoffen

Untersuchungen zum Verschmutzungsgrad organischer Stoffe wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) oder Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) im Niederschlagswasser gibt es aufgrund der aufwendigen Analytik vergleichsweise wenig. In der Regel werden aus der PAK Stoffgruppe, die aus mindestens zwei kondensierten aromatischen Ringen bestehen und mehrere hundert chemische Verbindungen umfassen, die PAH (sechs polyzyklischen Aromaten) bzw. die 16 Einzelsubstanzen nach EPA (= Environmental Protection Agency) untersucht. PAK sind aufgrund ihrer lipophilen Eigenschaften sehr toxisch und reichern sich in der Nahrungskette an. PAK gelangen sowohl geogen (Vulkanausbrüche, Waldbrände) als auch anthropogen (Asphaltproduktion, Koksherstellung, Gaswerke) in die Atmosphäre, wobei der anthropogene Anteil überwiegt. Aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit sind PAK überwiegend an Feinstpartikel gebunden und liegen daher weitestgehend an partikuläre Formen adsorbiert im Niederschlagswasser vor.

In Tabelle 4.3 sind einige PAK-Konzentrationen von Niederschlagsuntersuchungen aufgelistet. Die Messdaten weisen große Schwankungen auf. So haben die Messungen der PAH von WINKLER et al. (1987) noch Konzentrationen größer 1 µg/l. Bei den Untersuchungen von BORNEFF et al. (1996) aus dem Jahre 1993-1994 liegen die PAH-Konzentrationen nur noch bei 1-2 ng/l. Die Autoren führen dies auf einen Rückgang der PAH in der Atmosphäre zurück. Dagegen zeigen neuere Untersuchungen von SHU (1997) deutlich höhere Werte als die Untersuchungen von BORNEFF et al. (1996). SHU (1997) beprobte insgesamt zwölf Niederschlagsereignisse in Gelsenkirchen in der Nähe einer Zeche. Als Ursache der über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegenden PAK-Konzentrationen wird der Urbanisierungsgrad angegeben. Weiterhin zeigen die Messungen, dass bei intensitätsstarken Niederschlägen hohe EPA-PAK-Konzentrationen im ersten fallenden Niederschlagsmillimeter vorliegen. Die PAK-Konzentrationen im zweiten Niederschlagsmillimeter waren dagegen deutlich geringer. Bei intensitätsgeringen Niederschlägen wurde kein Unterschied festgestellt.

Tab. 4.3: PAK-Konzentrationen im Niederschlagswasser.

Literaturquelle	PAH [µg/l]	Fluoranthen + Pyren [µg/l]	Benzo-(a)-Pyren [µg/l]	EPA-PAK [µg/l]
HELLMANN et al., 1976	0,25-1,00			
GOLWER, 1986	0,08-0,40			
WINKLER et al., 1987	1,2	0,30	0,042	0,042
FÖRSTER, 1990		0,197 (dissoziiert) 0,629 (adsorbiert)	0,028	0,028
LEVSEN et al., 1991		0,152		
BORNEFF et al., 1996	0,001-0,002			
SHU, 1997	2,7	1,228		7,1-7,7

Ebenfalls zeigen die Messungen, dass im Herbst/Winter höhere PAK-Gehalte im Niederschlag auftreten als im Frühjahr/Sommer, was auf den erhöhten Hausbrand im

Winter und den photochemischen Abbau der PAK in der Atmosphäre im Sommer zurückzuführen ist.

Die Messungen von SHU (1997) erfassten neben den PAK ebenfalls die Alkane C₁₃H₂₈ bis C₃₁H₆₄. Wie auch für die PAK gilt bei den Alkanen, dass die Konzentrationen im Niederschlag im Frühjahr/Sommer geringer sind als im Herbst/Winter (3,1-3,8 µg/l zu 7,0-11 µg/l).

4.1.4 Zusammenfassende Bewertung

Die aus der Literatur zusammengestellten Messergebnisse zeigen deutlich, dass der Niederschlag für alle qualitativen Parameter großen örtlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegt. Je nach Lage und vorhergehender Witterung können PAH und PAK, sowie Schwermetalle den Niederschlag deutlich befrachten. Oftmals werden hierbei die Grenzwerte der TrinkwV (1993) überschritten.

Es ist festzuhalten, dass die stoffliche Belastung sehr stark vom Staubgehalt in der Luft abhängig ist. Hohe Staubbelastungen treten bei trockenen, austauscharmen Wetterlagen, bei gleichzeitigen Staubemissionen durch den Kfz-Verkehr, Schwerindustrie sowie durch die Staubpartikel (Partikelgröße entspricht weitgehend dem Schluffbereich, d.h. 63-2 µm Ø) von Ackerflächen auf.

4.2 Schadstoffbelastung von Dach- und Straßenwasser

Fällt das primär belastete Niederschlagswasser auf versiegelte Oberflächen, kommt es dort durch den Kontakt mit den Flächen und den dort abgelagerten Stoffen (= trockene Depositionen) zu einer weiteren Veränderung des Niederschlages. Hierbei kann beim Abflussvorgang die Stoffkonzentration des Oberflächenabflusses durch Abtrags- und Auswaschungsprozesse erhöht werden. Ebenfalls ist es möglich, dass Stoffe auf der Oberfläche abgelagert, adsorbiert oder abgebaut werden, so dass die Stoffkonzentrationen abnehmen. Untersuchungen von BORNEFF et al. (1995) sowie FRAISER (1983), LATHAM und SCHILLER (1984) zeigen, dass sich die chemisch-physikalische Qualität vom Abflusswasser wider Erwarten nur unwesentlich gegenüber der Primärbelastung verschlechtert. Erhöhte Werte der Schwermetalle Cd, Cu, Pb und Zn treten je nach Dachmaterial auf (BORNEFF et al., 1996).

In diesem Zusammenhang sei auf die verschiedenen Dachmaterialien und -bauformen hingewiesen. Aus einer Statistik des Zentralverbandes des Deutschen Dachdeckerhandwerkes (ZDD, 1994) geht hervor, dass für Ein- und Zweifamilienhäuser überwiegend Dachziegel aus Ton und Beton verwendet werden. Beton wird weiterhin beim

Flachdach verwendet. Bei Flachdächern wird ebenfalls oft bituminierte Dachpappe sowie Faserzement/Eternit eingedeckt. Kupferdächer und, in seltenen Fällen, Bleidächer werden bevorzugt auf Kirchen und Rathäusern gedeckt. Sehr weit verbreitet ist die Verwendung von verzinkten Dachrinnen und Regenfallrohren. Die Auswertung ergibt weiter, dass vor allem Betondachstein und Ziegel sowie Polymerbitumenbahnen und Kunststoffdachbahnen bei der Dachbedeckung verwendet werden. Daher ist es nicht möglich allgemeingültigere Aussagen über die Größenordnung von Stoffkonzentrationen im Dach- und Straßenablaufwasser aus der Literatur abzuleiten.

4.2.1 Befrachtung des Dach- und Straßenwassers mit Feststoffen

Beim anorganischen Material handelt es sich um Depositionsmaterial, das bei Niederschlägen vom Dach bzw. von der Straße gespült wird. Organisches Material kann z. B. Vogelkot, Laub, Blüten oder Pollen oder auch Staub sein. Unabhängig vom Dachmaterial können in Dachabflüssen stark schwankende Feststoffkonzentrationen auftreten. Untersuchungen von AXT et al. (1985) an 1 m² großen Versuchsdächern in Berlin zeigen, dass Bitumen- und Betondächer mit 800 bis 850 mg/l die höchsten Werte haben, während bei Tonsteindächern dagegen nur bis zu 340 mg/l gemessen wurden (Tabelle 4.4)

Tab. 4.4: Feststoffkonzentrationen in Dachabflüssen in Berlin bei unterschiedlichen Dachmaterialien (nach AXT et al., 1985)

Material	Minimum [mg/l]	Maximum [mg/l]	Mittel [mg/l]
Beton (glatt)	10	800	80
Beton (rauh)	10	850	80
Tonstein	12	340	40
Bitumen	10	800	80
Plexiglas	12	445	73

BULLERMANN und KLEIN (1996) zeigen an Dachablaufuntersuchungen im Raum Darmstadt, dass die organische Belastung im Dachablaufwasser – ausgedrückt als CSB und TOC-Wert (= Total-Organic-Carbon) – neben den Standortgegebenheiten und der Witterung sehr stark vom Dachmaterial abhängt. Hohe Werte von durchschnittlich 88 mg/l (CSB-Wert) wurden bei Bitumendächern vorgefunden, was vor allem auf Flechten- und Moosbewuchs zurückzuführen ist.

Messungen an Faserzementdächern von MORGENSTERN (1988) weisen sehr hohe Feststoffgehalte im Dachablaufwasser auf. Dieses Material ist in der Regel unbeschichtet und bietet durch seine faserige Oberflächenstruktur eine gute Basis für die Deposition von Staubpartikel in der Luft. Ebenso konnte MORGENSTERN (1988) im Dachablaufwasser Partikel des Faserzements feststellen. Untersuchungen an Bitumendächern zeigen, dass zusätzlich zu den trocken deponierten Partikeln noch Stoffe aus der Oberfläche herausgewaschen werden. Liegt jedoch auf dem Bitumendach eine

Kiesschüttung, so stellt das Dach für die Feststoffe eine Senke dar (FÖRSTER, 1993; QUECK und FÖRSTER, 1993).

FÖRSTER (1993) weist darauf hin, dass die Feststoffkonzentration weiterhin von der Niederschlagsintensität und damit vom Erosionspotential des Dachabflusses abhängig ist. Die trockendeponierten Feststoffe werden weitgehend zu Beginn eines Niederschlagsereignisses von der Dachfläche abgespült.

Neuere Untersuchungen von GEIGER et al. (1999) an verschiedenen Dachoberflächen im Stadtgebiet Herten ergaben mit rund 500 mg/m^2 die höchsten abfiltrierbaren Feststofffrachten (AFS) beim Tonziegeldach, was auf die poröse und rauen Oberflächenstruktur zurückzuführen ist. Der CSB-Wert schwankt dagegen zwischen $0,4 \text{ mg/m}^2$ und 900 mg/m^2 . Die geringsten spezifischen Frachten wurden erwartungsgemäß bei einem Glasdach gemessen (GEIGER et al., 1999).

4.2.2 pH-Werte im Dachablaufwasser

Die pH-Werte im Dachablaufwasser unterliegen einer noch größeren Messschwankung als die pH-Werte im Niederschlagswasser, da neben den räumlichen Gegebenheiten die Dachmaterialien einen entscheidenden Einfluss auf den pH-Wert haben. Bei den Messungen von AXT et al. (1985) sind die pH-Werte der Dachabflüsse von Plexiglasflächen identisch mit denen des Niederschlages. Dagegen liegen die pH-Werte von Faserzement und Betondachsteinen in der Regel im neutralen bis schwach alkalischen Bereich (AXT et al., 1985; FÖRSTER, 1993; SHU, 1997). Gegenüber den pH-Werten in den Niederschlägen, die zwischen pH 4,4 und pH 6,9 lagen, sind die pH-Werte eines Betondachsteindaches im Dachablaufwasser durchgehend $> \text{pH } 6,8$ (SHU, 1997). Zu ähnlichen Ergebnissen kommt BULLERMANN und KLEIN (1996). SCHMIDT (1986) untersuchte das Dachablaufwasser an einem Versuchsdach, welches mit Ziegel bedeckt war sowie auch Versuchsdächer mit gesandeter und mit Kies bedeckter Bitumenpappe. Hierbei zeigte sich, dass das Ablaufwasser der besandeten Bitumenpappe mit pH 4,0 deutlich im sauren Bereich lag. Die andern beiden Versuchsdächer lagen im schwach sauren Bereich. Große pH-Schwankungen sind im Dachablaufwasser von Tonziegelsteinen zu finden, was in erster Linie auf die Standortbedingungen zurückzuführen ist. Die Untersuchungen von BULLERMANN und KLEIN (1996) zeigten, dass bei einem Ziegeldach im Vogelsberg der pH-Wert bei pH 5,2 lag, was vor allem auf das Fehlen alkalisch wirkender Stäube zurückzuführen ist. Ziegelsteindächer in Darmstadt hatten dagegen pH-Werte zwischen pH 5,9 und pH 6,5. Bei den Untersuchungen von AXT et al. (1985) wurden an glasierten Tonziegeln pH-Werte von pH 4,9 gemessen. Bei den Dachablaufmessungen von GEIGER et al. (1999) in Herten zeigt sich, dass die geringsten pH-Werte beim Ablaufwasser von Tonziegeln sowie bei den inerten Dachmaterialien vorliegen (Tabelle 4.5).

Tab. 4.5: pH-Werte im Dachablaufwasser verschiedener Dachmaterialien (nach GEIGER et al., 1999)

Dachmaterial	pH-Wert		
	min	max	mittel
Tonziegel	6,6	8,2	7,5
Bitumen	3,1	7,0	5,0
Glas	6,4	6,3	5,1
Zink	4,9	7,1	6,7
Aluminium	6,5	6,4	5,1

4.2.3 Befrachtung des Dach- und Straßenwassers mit Schwermetallen

Es gibt eine ganze Reihe von chemischen Untersuchungen des Dachablaufwassers in den letzten 30 Jahren. Beim Vergleich der Daten stellt sich heraus, dass die chemisch-physikalischen Qualitäten des Dachablaufwassers gegenüber denen des Niederschlages im Mittel nur unwesentlich verändert sind. Je nach Material und Dachablauffläche gibt es aber stark erhöhte Schwermetallgehalte im Dachablaufwasser (BORNEFF et al., 1996). In Tabelle 4.6 sind einige Messuntersuchungen an Dachablaufwasser zusammengestellt. Die ausgewählten Literaturdaten zeigen, dass

- die Schwermetallkonzentrationen im Dachablaufwasser in den letzten 10 Jahren generell abnehmen. Besonders die Bleigehalte nehmen um etwa eine Zehnerpotenz ab, was sich auf die rückläufige Emission bleihaltiger Stäube zurückführen lässt.
- erhöhte Konzentrationen von Schwermetallen immer dann auftreten, wenn die entsprechenden Dachmaterialien verwendet werden. Dies zeigen besonders die Untersuchungen von BÜCHNER und OPFERMANN (1989) sowie HERRMANN und KAYSER (1997). In der Regel liegen die Schwermetallkonzentrationen über dem Prüfwert der Bodenschutzverordnung für Sickerwasser aber unterhalb der Grenz- oder Richtwerte gemäß TrinkwV, 1993).
- die Konzentrationen von Cadmium, Kupfer und Zink in Abflüssen von metallfreien Dächern (Beton, Faserzement, Bitumen und Beton) sich untereinander nur sehr geringfügig unterscheiden. Die Konzentrationen dieser Metalle liegen in Dachabflüssen oft nicht höher als im Niederschlag (vgl. hierzu auch QUECK und FÖRSTER, 1993; sowie Tab. 4.6).

Die geringsten Schwermetallgehalte werden bei Dachablaufwasser von Beton- und Faserzementflächen gemessen, da durch die Pufferwirkung basischer Inhaltsstoffe der pH-Wert und damit die Adsorptionsneigung von Schwermetallen an das Dachmaterial erhöht wird (AXT et al., 1985; QUECK und FÖRSTER, 1993).

Tab. 4.6: Literaturangaben zu Schwermetallkonzentrationen im Dachablaufwasser.

Literaturquelle	Cd [mg/l]	Cu [mg/l]	Pb [mg/l]	Zn [mg/l]	Bemerkungen
BULLERMANN et al., 1989	< 0,002-0,004	0,02-0,51	0,05-0,212	0,1-3,8	Metalle wurden nicht im Dachmaterial verwendet
	---	0,34	0,11-0,41	0,71-6,5	Metalle wurden im Dachmaterial verwendet
BÜCHNER und OPFERMANN, 1989	0,00066	0,234	0,104	0,631	Dächer ohne Material des untersuchten Metalls, Werte sind Mittelwerte
		2,693		1,731	Dächer mit Material des untersuchten Metalls, Werte sind Mittelwerte
MOLL, 1990	---	< 0,1	0,012	0,420	Mittelwerte aus 2 Jahren, Probenahme des gespeicherten Überstandswassers in Regenwassernutzungsanlagen in Hamburg
ROTT und SCHLICHTIG, 1994	< 0,01	< 0,1	< 0,1	0,315	Mittelwerte, Probenahme des gespeicherten Überstandswassers in Regenwassernutzungsanlagen in Stuttgart
HERRMANN und KAYSER, 1997	---	0,042	0,021	0,47	
GEIGER et al., 1999	0,0009	0,032	0,336	---	Mittlere Konzentration Tonziegeldach
	0,0007	0,320	0,011	---	Mittlere Konzentration Bitumendach
	0,0002	0,049	0,011	---	Mittlere Konzentration Glasdach
	0,0005	0,095	0,029	---	Mittlere Konzentration Zinkdach
	0,0012	0,206	0,012	---	Mittlere Konzentration Aluminiumdach

Im Dach- und Straßenablaufwasser sind die Schwermetalle nicht nur gelöst, sondern liegen zusätzlich partikulär vor, d. h. an Feststoffen gebunden. Bei den Untersuchungen von BULLERMANN und KLEIN (1996) sind die Schwermetalle Eisen und Blei zu einem hohen Anteil partikulär gebunden wohin gegen Zink eher in löslicher Form angetroffen wird. QUECK und FÖRSTER (1993) sowie HUTH et al. (1995) kommen zu etwa gleichen Ergebnissen (siehe Tabelle 4.7).

Tab. 4.7: Literaturangaben zu gelöstem und partikulärem Anteil von Schwermetallen in Dachabflüssen.

Anteil in %	Cu	Cd	Pb	Zn	Fe
HUTH et al., 1995	47,8	38,9	89,7	44,6	97,2
	52,2	61,1	10,3	55,4	2,8
QUECK und FÖRSTER, 1993	51	17	81	27	98
	49	83	19	73	2

Untersuchungen zu Schadstoffkonzentrationen im Straßenablaufwasser liegen bereits seit Anfang der Achtziger Jahre vor. In Tabelle 4.8 sind Messresultate von Oberflächenabflüssen verschiedener Straßen dargestellt. Die mittleren Konzentrationen liegen größtenteils im Wertebereich der Stoffkonzentrationen der Dachablaufwässer. Die Variabilität der Messwerte ergibt sich aus der Verkehrsdichte, atmosphärische Einträgen, Geländetopographie sowie meteorologischen Randbedingungen.

Tab. 4.8: Literaturangaben zu Schwermetallkonzentrationen in Oberflächenabflüssen von Straßen unterschiedlicher Verkehrsdichte.

Literaturquelle	Cd [mg/l]	Cu [mg/l]	Pb [mg/l]	Zn [mg/l]	Straße/ Verkehrsdichte
KRAUTH und KLEIN, 1982	0,0059	0,097	0,202	0,32	A 81
	0,0059	0,0117	0,245	0,62	A 6
GOLWER und SCHNEIDER, 1983	0,006	0,12	0,09	0,50	A3 (68.000 Autos/Tag)
XANTHOPOULOS, 1992	0,013	0,18	0,53	0,94	3.200 Autos/Tag
GROTTKER, 1987	0,004	0,14	0,30	0,44	-
DIERKES, 1999; Die in den Klammer stehenden Zahlen bedeuten der gelöste Anteil in Prozent.	0,0012 (45)	0,112 (45)	0,013 (67)		A2
	0,0012 (40)	0,141 (43)	0,016 (90)		A3
	0,0012 (55)	0,109 (26)	0,033 (68)		A31
	0,0023 (42)	0,075 (14)	0,035 (72)		A42
	0,0013 (28)	0,20 (51)	0,034 (51)		B 224

Neuere Messungen von DIERKES (1999) an Straßenabläufen zeigen, dass die Cadmium- und Bleigehalte deutlich geringer sind als bei den Untersuchungen von KRAUTH und KLEIN (1982) bzw. GROTTKER (1987). DIERKES (1999) führt aus, dass Blei überwiegend in gelöster Form im Straßenablaufwasser, Cadmium und Kupfer mehr in partikulärer Form vorliegen.

Die Untersuchungen von XANTHOPOULUS (1990) zeigen weiterhin, dass an Feststofffrachten von Straßenabläufen Blei mit 80%, Cadmium mit 71%, Kupfer mit 81% und Zink mit 67% an die Korngrößenfraktion < 60 µm gebunden sind. Die prozentuale Verteilung bezieht sich auf die Summe der Schwermetalle folgender 3 Korngrößenklassen: 6-60 µm, 60-600 µm und > 600 µm.

Bisher sind zu Inhaltsstoffen und ihrer Konzentration im Abfluss von Parkflächen und Anliegerstraßen nur wenige Ergebnisse publiziert. Jedoch ergaben Untersuchungen von WINTER (1993) auf einem Parkplatz eines kommunalen Betriebes, dass die Zink- und Kupferkonzentrationen ähnlich hoch sind wie die einer mittelmäßig befahrenen Straße. BLACK (1980) machte für Zink und Blei ähnliche Beobachtungen.

4.2.4 Befrachtung des Dach- und Straßenwassers mit organischen Stoffen

Die organische Belastung von Dachabflüssen wurde in früheren Jahren generell durch Messungen der Summenparameter BSB5, CSB und dem DOC/TOC-Verhältnis charakterisiert. Erst in den letzten 10 Jahren wurde verstärkt Einzelstoffanalytik organischer Chemikalien durchgeführt.

Die Einzelsubstanzen der PAK haben geringe Wasserlöslichkeit und liegen in Dachabflüssen meist in partikulärer oder partikeladsorbierter Phase vor, jedoch wurde Fluoranthen und Pyren (MORGENSTERN, 1998) sowie Phenanthren in gelöster Form vorgefunden (FÖRSTER, 1993). Zu Beginn von Dachabflüssen liegen die PAK-Konzentrationen höher als zum Ende hin. Dieser Spülstoß lässt sich auf die schnelle Remobilisierung der Feststoffe nach Ereignisbeginn erklären (FÖRSTER, 1993). Die PAK-Belastung ist aufgrund des Hausbrandes im Winter höher als im Sommer (SHU, 1997).

Im Gegensatz zu den gelösten PAK-Substanzen, die etwa in gleicher Konzentration im Dachablaufwasser wie im Niederschlagswasser vorliegen, sind die Konzentrationen der partikulär gebundenen PAK deutlich höher. FÖRSTER und HERRMANN (1996) sehen im Dachablaufwasser eine PAK-Quelle, wohingegen SHU (1997) selbst bei geringen Regenintensitäten keinen ausgeprägten PAK-Spülstoß messen konnte.

Ebenso zeigen die Messungen von SHU (1997), dass die Summenkonzentrationen der PAK und n-Alkane im Niederschlagswasser größer waren als im Dachablaufwasser (2,7 µg/l im Frühjahr/Sommer bzw. 4,3-5,9 µg/l im Herbst/Winter). SHU (1997) vermutet eine Adsorption der PAK auf dem Dachmaterial (ca. 60 Jahre alte Tonziegel) sowie einen Abbau der Substanzen.

Tab. 4.9: Mittlere PAK-Gehalte von verschiedenen Dachabflüssen (nach GEIGER et al., 1999)

	Naphtalin (ng/l)	Phenanthren (ng/l)	Fluoranthen (ng/l)	Benzo(a)- Pyren (ng/l)	Summe EPA (ng/l)	Summe TrinkwV (ng/l)
Grenzwert TrinkwV	200	200	200	200	-	200
Prüfwert BBodSchV	20000	-	-	-	200	-
Tonziegel	72-189	71-458	73-230	7-87	353-1899	104-556
Bitumen	136	72	89	2	426	99
Glas	39	52	80	19	442	178
Zink	55-145	53-383	60-380	41-308	193-2839	194-1479
Aluminium	123-203	38-290	29-190	2-107	195-1550	40-617

Bei den Untersuchungen von GEIGER et al. (1999) weisen die Messungen darauf hin, dass sowohl Einzelsubstanzen als auch die PAK-Summe, nach der EPA (= Environmental Protection Agency) oder TrinkwV (1993) die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung deutlich überschreiten (Tabelle 4.9). Bei den angegebenen Konzentrationen handelt es sich um Werte aus zwei Niederschlagsereignissen, wobei die höheren Werte nach einer Trockenwetterperiode ermittelt wurden. Die PAK-Konzentrationen im Straßenablaufwasser liegen nach den Untersuchungen von KRAUTH und KLEIN

(1982) sowie XANTHOPOULOS (1992) mit Werten von 261 bis 290 ng/l im gleichen Größenbereich.

4.2.5 Zusammenfassende Bewertung

Die Wasserqualität von Dach- und Straßenflächen ist je nach Standortgegebenheiten sehr unterschiedlich. Dachabflüsse können je nach Wetterlage, Primärbelastung des Niederschlages sowie Dachart hohe organische Schadstoffgehalte haben, welche die Grenzwerte der TrinkwV (1993) deutlich übersteigen. In der gleichen Größenordnung sind die organischen Stoffgehalte im Straßenablaufwasser zu finden. Besonders PAK können die Dachwasserqualität deutlich beeinträchtigen. Hohe organische Schadstoffkonzentrationen sind jedoch nicht unbedingt im Dachablaufwasser zwingend.

Bei den anorganischen Schadstoffgehalten zeigt sich, dass besonders dann hohe Konzentrationen im Dachwasser vorgefunden werden, wenn Metalle wie Zink oder Kupfer im Dachmaterial vorhanden sind. Teilweise liegen schon dann erhöhte Metallkonzentrationen vor, wenn Regenfallrohre aus verzinktem Blech oder Kupfer verwendet werden. Liegen jedoch keine Metalle im Dach vor, ist die Qualität der Dachablaufwässer bezüglich der Schwermetallbefrachtung in der Regel nicht schlechter als die des Niederschlages.

4.3 Schadstoffverhalten in der ungesättigten Bodenzone

Im Stoffhaushalt der Ökosphäre bilden Böden ein natürliches Reinigungssystem, das emittierte Schadstoffe aufzunehmen und zu binden vermag. So werden in die Luft abgegebene gas- und staubförmige Schmutz- und Schadstoffe mit den Niederschlägen zum beträchtlichen Teil in die Böden eingespült. Vor allem auf Flächen, die zur Niederschlagswasserversickerung genutzt werden, da sich durch diese Nutzung die Schadstoffzufuhr um ein Vielfaches erhöhen kann. Aus dem Sickerwasser entsteht jedoch nach der reinigenden Bodenpassage bei intakten Böden in der Regel sauberes Grundwasser (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998).

Der Transport und der Verbleib von Wasserinhaltsstoffen, insbesondere Schadstoffen wird im Boden von physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren bestimmt, die sich z. T. gegenseitig beeinflussen.

Die Verteilung der in den Boden eingetragenen Stoffe erfolgt auf die drei Phasen Bodenlösung, Bodenluft und Feststofffraktion, wobei die Ausbreitung der betrachteten Schadstoffe in der gasförmigen Phase wesentlich geringer ist als in der flüssigen oder festen und daher hier nicht weiter betrachtet wird. Für die Entfernung der Schadstoffe

aus der wässrigen Phase, bzw. die Festlegung im Boden sind nach GROTHEHUSMANN (1995) folgende Mechanismen zu unterscheiden:

- Filtration
- Sorption
- Fällung
- Abbau
- Komplexierung.

Bis auf den Abbau sind alle Vorgänge mehr oder weniger reversibel. Änderungen im physiko-chemischen Milieu des Bodens können die zuvor angelagerten Stoffe remobilisieren. Ein Teil der Stoffe kann durch Pflanzenaufnahme dem Boden entzogen werden (GROTHEHUSMANN, 1995).

4.3.1 Filtration

Filtration ist der mechanische Rückhalt von ungelösten Stoffen im Boden. Das Ausmaß der Filtration der eingetragenen Stoffe ist abhängig von der Porosität des Bodens und der Wasserbewegung. Bevor die im Sickerwasser enthaltenen Stoffe ausgefiltert werden können, müssen sie zunächst in unmittelbare Nähe zu Bodenkörnern transportiert werden, an die sie sich anlagern können. In den ungesättigten Bodenzonen verläuft die Sickerwasserströmung vorwiegend in dünnen Schichten über das Bodenkorn, während in wassergesättigten Bereichen der Stofftransport zur Kornoberfläche nur langsam stattfindet. Die Filterwirkung ist damit in der ungesättigten Bodenzone höher als in der gesättigten (REHSE, 1977).

Der Filtration unterliegen nur ungelöste Stoffe, bzw. Stofffraktionen. Z. B. die hydrophoben PAK, die im Regenabfluss zu wesentlichen Teilen in der an Partikel adsorbierten Form vorliegen (GROTHEHUSMANN, 1995). Auch Schwermetalle werden in partikulärer Form mit dem Regenabfluss transportiert. HERRMANN et al. (1992) berichten von Untersuchungen des Straßenabflusswassers in Bayreuth, dabei liegen bezogen auf die Gesamtkonzentration 21% Zink, 61% Blei, 46% Kupfer und 35% Cadmium in partikulär gebundener Form vor.

Laut GOLWER (1985) finden Filtrationsvorgänge bei der Regenwasserversickerung vor allem an der Oberfläche und in den oberen Zentimetern des Bodens statt.

4.3.2 Sorption

Unter Sorption ist die Reaktion gelöster Stoffe mit der Oberfläche der festen Phase des Bodens zu verstehen. Der Sorptionsvorgang von der gelösten Phase zur festen Phase ist die Adsorption. Dabei kann unterschieden werden in unspezifische Adsorption, bei der vor allem physikalische Kräfte dominieren und spezifische Adsorption, der Ionenaustausch- und Ligandenaustauschprozesse zugrunde liegen. Dabei ist die spezifische Adsorption durch wesentlich höhere Bindungsenergien gekennzeichnet.

Die Sorption wird allgemein als wichtiger Prozess bei der Immobilisierung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen im Boden betrachtet. Als Sorbenten fungieren hierbei vor allem drei Fraktionen:

- Tonminerale
- Sesquioxide (Fe-, Al-, Mn-Oxide)
- organische Substanz (GROTHEHUSMANN, 1995).

Einflussgrößen auf die Adsorption organischer Schadstoffe

Organische Schadstoffe werden an der Oberfläche von Huminstoffen, Tonmineralien und Sesquioxiden gebunden. Das Ausmaß der Adsorption hängt von den chemischen Eigenschaften (Hydrophobie oder Polarität) des Schadstoffs sowie dem Stoffbestand und physikalischen Größen des Bodens ab.

OTTOW (1982, zitiert in GROTHEHUSMANN, 1995) gibt für den **Stoffbestand** des Bodens die Wirksamkeit der genannten Adsorbenten im Hinblick auf organische Schadstoffe in folgender Reihenfolge an:

Huminstoffe >> Tonminerale > Sesquioxide.

Somit stellt der humose Oberboden die entscheidende Barriere gegen das Eindringen dieser Stoffe in das Grundwasser dar. Die Tonfraktion lagert insbesondere kationische organische Stoffe an, während die Bedeutung der Sesquioxide als Sorbenten für organische Schadstoffe vergleichsweise gering ist (GROTHEHUSMANN, 1995).

Der **pH-Wert** des Bodens übt bei einer großen Anzahl von organischen Verbindungen keinen oder nur einen unwesentlichen Einfluss auf die Sorption im Boden aus (vgl. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998; LITZ, 1990).

Die **Bodentemperatur** übt hingegen einen deutlichen Einfluss auf die Sorption organischer Verbindungen aus. FRÄNZLE et al. (1987, zitiert in GROTHEHUSMANN, 1995) stellten fest, dass bei steigender Temperatur die unspezifische Sorption aufgrund der Zunahme der kinetischen Energie der Moleküle sinkt und somit die elektrostatischen Anziehungskräfte häufiger überwunden werden können. Dagegen begünstigt die stei-

gende Temperatur die spezifische Sorption, da größere Energien für die Bildung chemischer Bindungen zur Verfügung stehen.

Da Ad- und Desorptionsprozesse Gleichgewichtsreaktionen zwischen der festen und der flüssigen Phase sind, spielt der **Boden-Wassergehalt** eine Rolle. Mit zunehmendem Wassergehalt kommt es bei gleicher Schadstoffmenge zur Verdünnung der Bodenlösung. Zur Einstellung eines erneuten Gleichgewichts gehen Schadstoffe aus der adsorbierten Phase in die Bodenlösung über. Zunehmende Sickerraten bewirken somit ein Abwandern von Schadstoffen in Richtung Grundwasser. Wichtiger Faktor hierbei ist die Lage des Sorptionsgleichgewichts. Bei sehr hydrophoben Verbindungen, wie dies z. B. bei einigen PAK der Fall ist, wird es aber auch bei hohen Sickerraten keine nennenswerte Desorption geben (GROTHEHUSMANN, 1995).

Einflussgrößen auf die Adsorption von Schwermetallen

Schwermetalle sind natürliche Bestandteile der Erdkruste und kommen deshalb auch in fast allen Böden vor. Diese geogenen Schwermetalle lassen sich praktisch nicht aus dem Boden lösen, da sie bereits bei der Entstehung der Minerale fest in deren Gitter eingebaut werden (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998).

Anthropogen eingetragene Schwermetalle werden in der Regel durch Adsorptionsvorgänge im Boden gebunden (HERMS und BRÜMMER, 1984). Dabei unterscheiden sie sich hinsichtlich ihrer Bindungsart und Bindungsstärke. Bei gleichen Konzentrationen in der Bodenlösung adsorbieren an der Festphase höhere Anteile an Pb als an Cd. Im allgemeinen steigen die adsorbierten Anteile in der Rangfolge

$$\text{Cd} \leq \text{Zn} < \text{Ni} < \text{Cu} < \text{Cr} \leq \text{Pb}$$

an (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998).

Auch bei der Adsorption von Schwermetallen spielt der **Stoffbestand** des Bodens eine Rolle. Für die drei Adsorbenten Tonminerale, Sesquioxide und organische Substanz werden unterschiedliche Selektivitäten für die verschiedenen Schwermetalle und ihre Komplexe beobachtet (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998).

Metallorganische Komplexe bilden die Schwermetalle mit den Huminstoffen der organischen Substanz des Bodens. Die Stärke der Bindung nimmt in der Reihenfolge

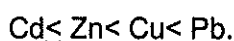
$$\text{Cd} \geq \text{Pb} \gg \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Zn}$$

ab (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Bindung ist bei niedrigen pH-Werten im Vergleich zur Bindung an mineralische Bestandteile besonders für Cd und Pb sehr stark. Bei ausreichender Adsorptionszeit können die Metalle so fest an die Huminstoffe gebunden werden, dass sie erst wieder beim Abbau von Humus freigesetzt werden.

An die Sesquioxide werden die Metalle in Form von Hydroxokomplexen spezifisch sorbiert und damit sehr fest gebunden. Die Neigung zur Bildung von Hydroxokomplexen steigt nach (SCHIMMING, 1990) in folgender Reihenfolge



An Tonminerale werden Schwermetalle meist unspezifisch gebunden und sind deshalb leicht desorbierbar (DVWK, 1988). Im Vergleich mit der organischen Substanz und den Sesquioxiden besitzt Ton zudem eine geringere Sorptionskapazität. Die Neigung der Schwermetalle an Tonmineralen zu sorbieren nimmt in folgender Reihenfolge zu (HERMS, 1988):



Als wichtigste Einflussgröße auf die Mobilisierung von Schwermetallen im Boden gilt der **pH-Wert** (z. B. HERMS, 1988). Mit sinkendem pH-Wert nimmt der Anteil überwiegend spezifisch und damit fest gebundener Metallionen gegenüber dem Anteil unspezifisch gebundener Ionen ab. Dadurch nehmen die Adsorptionsraten ab und die Schwermetalllöslichkeit zu. Die einzelnen Metalle unterscheiden sich in dieser Hinsicht voneinander. Während bei einem pH-Wert von 5 Cadmium bereits zu mehr als 30% der gesamten Menge in unspezifisch adsorbierter Form vorliegt, findet sich bei einem pH-Wert von 3 Blei nur zu 10% der gesamten Bleimenge in unspezifisch adsorbierter Form (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998).

Die Schwermetalllöslichkeit nimmt bei sinkendem pH-Wert erst langsam und ab einem bestimmten pH-Bereich exponentiell zu. Dies ermöglicht die Festsetzung eines Grenz-pH-Wertes, oberhalb dessen die Schwermetallmobilität im Boden eingeschränkt ist (Tabelle 4.10).

Tab. 4.10: Grenz-pH-Werte einiger Schwermetalle (DVWK, 1988; verändert)

Metall	Cd	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni
Grenz-pH	6	4,5	4	5,5	4,5	5,5

Weniger bedeutend ist der Einfluss des **Redoxpotentials** auf die Schwermetallbindung im Boden. Kurzfristige Absenkungen des Redoxpotentials durch Sauerstoffmangel können die Mobilisierung von Schwermetallen bewirken, während langanhaltende niedrige Redoxpotentiale auch Festlegungen zur Folge haben können, dies ist vor allem auf Fällungsreaktionen zurückzuführen.

Schwermetalladsorptionen sind zu wesentlichen Anteilen Austauschprozesse. Für eine bestimmte Menge adsorbierter Schwermetallionen geht eine äquivalente Menge Kationen in Lösung. Somit wird die Konzentration konkurrierender Ionen ebenfalls zu einer Einflussgröße auf die Adsorption. Konkurrierende Ionen sind insbesondere andere Schwermetalle sowie Erdalkali-Ionen (Ca, Mg). Die **Schwermetallkonzentration** und

der **Salzgehalt der Bodenlösung** nehmen somit ebenfalls Einfluss auf die Adsorption von Schwermetallen im Boden (GROTHERUSMANN, 1995).

4.3.3 Fällung

Fällungsreaktionen können vor allem bei Schwermetallen relevant sein. Schadstoffe in der Bodenlösung werden ausgefällt, sobald das Löslichkeitsprodukt schwerlöslicher Verbindungen überschritten wird. Mit Erreichen, bzw. Überschreiten des Löslichkeitsproduktes einer bestimmten Verbindung wird jede weiter zugeführte Metallmenge ausgefällt und die Konzentration des entsprechenden Metalls in der Lösung bleibt konstant.

Im Boden findet die Fällung in Verbindung mit anderen Prozessen an der Oberfläche von Bodenpartikeln statt (LITZ, 1990). Das führt dazu, dass schon vor Überschreitung des Löslichkeitsproduktes bei Schwermetallmengen große Mengen an der Bodenmatrix adsorbiert und somit dem Fällungsprozess entzogen sind. Deshalb ist der Beitrag der Fällung nur unter bestimmten Randbedingungen erheblich. Dies ist vor allem unter reduzierenden Bedingungen der Fall. Z. B. in stark reduzierten Grundwässern kann die sulfidische Fällung der wichtigste Prozess zur Eliminierung von Schwermetallen im Boden sein (FÖRSTNER et al., 1985).

Hohe Calciumgehalte und hohe pH-Werte führen zur Fällung von Schwermetallen als Carbonate (LITZ, 1990). Solche Bedingungen können vor allem in Stadtböden vorkommen und stellen hier einen weiteren wichtigen Faktor zur Festlegung von Schwermetallen dar (BURGHARDT et al., 1998).

Im allgemeinen ist die Fällung gegenüber der Adsorption von Schadstoffen von geringerer Bedeutung (HERMS, 1988).

4.3.4 Abbau

Organische Schadstoffe unterliegen im Boden biologischen und chemischen Abbauprozessen. Die Abbaurate ist abhängig von der chemischen Struktur des Stoffes sowie von Milieubedingungen wie Temperatur, Luft- und Wasserhaushalt und Nährstoffversorgung. Der biologische Abbau dominiert gegenüber dem chemischen, dessen Mechanismen im wesentlichen Hydrolyse und Oxidation sind (BLUME, 1990).

4.3.5 Komplexierung

Schwermetallionen können Komplexverbindungen eingehen mit in der Bodenlösung vorhandenen organischen und anorganischen Stoffen. Das Verhalten der Komplexe unterscheidet sich von dem freier Ionen, z. B. in der Mobilität.

Im schwach sauren bis alkalischen Bereich liegen zum größten Teil Hydroxo-Komplexe vor, die im Boden stärker adsorbiert werden als freie Ionen. Im schwach alkalischen Bereich werden Organo-Metall-Komplexe gebildet, die einen Wiederanstieg der Schwermetalllöslichkeit bewirken können (HERMS, 1988).

4.3.6 Verhalten von Cadmium im Boden

Cadmium im Boden gilt als sehr mobil, insbesondere bei niedrigen pH-Werten. Cd wird mineralisch und organisch im Boden gebunden, wobei der organisch gebundene Anteil bei pH-Werten $< 6,5$ weniger leicht mobilisierbar ist als der mineralisch gebundene Anteil.

Organische Komplexe bildet Cadmium kaum, bei erhöhten Chloridgehalten bilden sich jedoch stark lösliche Chloro-Komplexe.

Bei stark reduzierenden Bedingungen kann Cd als Sulfid ausfallen und bei sehr hohen Calciumgehalten und einem pH $\geq 7,5$ kann es zur Fällung als Carbonat kommen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998; LITZ, 1990).

4.3.7 Verhalten von Blei im Boden

Blei ist im Boden bei pH-Werten > 5 relativ immobil. Es wird mineralisch und organisch im Boden gebunden. Eine besonders starke Bindung findet bei pH 4,5-5 an Sesquioxide statt. Diese oxidische Bindung kann nur zu geringen Teilen gegen Erdalkali- und Alkaliionen ausgetauscht werden. Liegt der pH-Wert $< 4-4,5$, dann ist das organisch gebundene Blei weniger leicht mobilisierbar als das mineralisch gebundene. Die Löslichkeit von Blei kann bei pH-Werten > 6 durch die Bildung organischer Chelate deutlich erhöht werden.

Stark reduzierende Verhältnisse führen zur Fällung von Blei als Sulfid, hohe Cadmium- und Phosphatgehalte zur Fällung als schwerlösliches Bleiphosphat. In kalkhaltigen Böden wird die Ausfällung als Carbonat vermutet (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998; LITZ, 1990).

4.3.8 Verhalten von Zink im Boden

Zink gilt im Boden als relativ mobil. Bei pH-Werten > 7 ist die Bindung an Sesquioxide dominant, im mäßig bis schwach sauren Bereich die organische Bindung. Liegt der pH-Wert unter 5 nimmt die Affinität gegenüber Humus und Sesquioxiden ab, bleibt aber gegenüber Tonmineralen in relativ hohem Maß erhalten.

Reduzierende Verhältnisse fördern die Ausfällung von Zink als Sulfid. Die Bildung von Zinksilikaten, -carbonaten und -phosphaten ist bei hohen Zinkgehalten möglich (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998; LITZ 1990).

4.3.9 Verhalten von Kupfer im Boden

Kupfer wird vor allem organisch und an Sesquioxide gebunden. Die an die Sesquioxide angelagerte Fraktion ist nur schwer desorbierbar. Liegt der pH-Wert unter 6, dann ist die organische Bindung dominant, im neutralen Bereich die Bindung an Sesquioxide. Kupfer wird am stärksten von allen Schwermetallen in löslichen Organo-Komplexen gebunden, die bei einem pH > 6 bis zu 99 % in der Bodenlösung vorliegen können. Bei hohen Phosphatgehalten wird eine Steigerung der Kupfer-Adsorption beobachtet, was auf die Bildung schwer löslicher Kupfer-Phosphat-Komplexe zurückzuführen ist. Unter reduzierten Bedingungen kann Kupfer als Sulfid ausfallen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998; LITZ 1990).

4.3.10 Zusammenfassung

Der Verbleib von Schadstoffen aus der wässrigen Bodenlösung im Boden unterliegt folgenden Mechanismen: Filtration, Sorption, Fällung, Abbau und Komplexierung. Die Filtration ist der Rückhalt von ungelösten Stoffen. Die Sorption von organischen Schadstoffen im Boden hängt vor allem vom Stoffbestand des Bodens, und hier von den Huminstoffen ab. Die Adsorption von Schwermetallen dominiert und ist ebenfalls vom Stoffbestand des Bodens abhängig, eine wichtige Rolle spielt hier aber auch der pH-Wert des Bodens. Fällung von Schwermetallen findet selten statt, vor allem dann, wenn das Löslichkeitsprodukt überschritten ist. Abbauvorgänge sind für organische Schadstoffe relevant. Diese sind nicht reversibel. Komplexe werden von Schwermetallen mit anderen Inhaltsstoffe der Bodenlösung gebildet und weisen als solche ein anderes Adsorptionsverhalten auf.

Von den in dieser Studie untersuchten Schwermetalle gilt Cadmium bereits ab einem pH-Wert von 6,5 als leicht mobilisierbar, Zink gilt ebenfalls als relativ mobil, Kupfer gilt vor allem ab einem pH>6 als schwer desorbierbar und Blei gilt als relativ immobil.

4.4 Schadstoffverhalten im Sickerwasser

4.4.1 Schadstoffmobilisierung oder -fixierung auf der Sickerstrecke

Mit dem Sickerwasser können gelöste Substanzen oder suspendierte Partikel durch den Boden transportiert werden und unter Umständen bis ins Grundwasser gelangen. Je nach Substanz- und Bodeneigenschaften gehen diese Substanzen dabei Wechselwirkungen mit der festen Bodenmatrix ein und werden reversibel oder irreversibel im Boden festgelegt. Die einzelnen Prozesse und der Einfluss der chemischen Bodeneigenschaften sind in Kapitel 4.3 beschrieben.

Ein weiterer wichtiger Aspekt beim Transport von Schadstoffen ist das Infiltrationsverhalten des Bodenwassers. Entgegen der weit verbreiteten Vorstellung, dass das Wasser in einer gleichmäßigen Infiltrationsfront im Boden versickert, zeigen Untersuchungen von FLURY et al. (1994), dass das Wasser meist bevorzugten Transportpfaden, dem so genannten „preferential flow“ folgt. Hierbei spaltet sich die langsam wandernde Infiltrationsfront in schnell infiltrierende einzelne Fließpfade oder „Finger“ auf. Dabei können drei Phänomene unterschieden werden:

- a) Der Makroporenfluss. Dabei wird ein Großteil des Bodens durch z. B. Regenwurmgänge oder Wurzelbahnen umflossen,
- b) Instabilität von Infiltrationsfronten („fingering“) Dies tritt vor allem bei der Infiltration von Wasser aus feinerem in gröberes Material auf. Die Infiltrationsfront teilt sich hierbei in einzelne Fließpfade auf,
- c) Das Phänomen des „funneling flow“, welches entweder beim Wechsel von feiner zu grober Textur an geneigten Schichten auftritt oder an geneigten Diskontinuitäten von wasserleitfähigem zu undurchlässigem Material. Das Wasser fließt dann entlang dieser Schichten in die Tiefe.

Es wird angenommen, dass bei diesem schnelleren Transport selbst normalerweise stark adsorbierende Stoffe von der Bodenmatrix teilweise nicht zurückgehalten werden können und unter Umständen so ins Grundwasser gelangen (FLURY, 1996; KNOBLAUCH, 1996). Im Zusammenhang mit dem Transport von Wasser und Stoffen in der ungesättigten Bodenzone bedeutet der „preferential flow“ nicht nur für die Modellierung von Stoffverlagerungen ein fundamentales Problem, sondern erschwert auch die reale Erfassung von Stoffflüssen. Vor diesem Hintergrund befassen sich neuere Veröffentlichungen mit der Diskussion über die Eignung von bestehenden Messmethoden zur Stoffauswaschung (vgl. BISCHOFF et al., 1999). Es ist daher zur Zeit nicht möglich zu klären, welcher Anteil der zugeführten Schadstoffe in den Böden der Versickerungsanlagen oberflächennah angereichert wird und welcher Anteil auf Grund des „preferential flow“ mit dem Sickerwasser verlagert wird.

4.4.2 Sickerwasserkonzentrationen

Die Entwicklung der chemischen Beschaffenheit von Niederschlagswasser während des Abflussvorganges und der Passage durch Mulden-Rigolen-Systeme wurde anhand von zwei Standorten von HÜTTER (1999) untersucht. Neben dem Niederschlagswasser und dem Dachablauf wurde Sickerwasser nach der Bodenpassage sowie im Rigolenablauf beprobt.

Die am häufigsten im Niederschlag und Dachablauf nachgewiesenen PAK Einzelstoffe Phenanthren, Flouranthren, Naphthalin und Pyren weisen nach dem Durchlaufen der belebten Bodenpassage eine deutlich Konzentrationsminderung auf. Zwischen dem Sickerwasser nach der Bodenpassage und dem Rigolenablauf bestanden keine großen qualitativen Unterschiede.

Die Untersuchung der Metalle (Cadmium, Blei, Kupfer und Zink) im filtrierten Niederschlag und Dachablauf wies an beiden Standorten nur für Zink eine hohe Konzentrationszunahme während des Abflussvorganges nach. Dies wird auf den Einsatz von Zink als Material der Dachentwässerungsanlagen zurückgeführt. Zink und Kupfer wiesen trotz sehr hoher Eingangsbelastung im Sickerwasser nach der Passage durch die belebte Bodenschicht bzw. im Rigolenabwasser deutlich verminderte Konzentrationen auf. Die entsprechenden Prüfwerte der BBodSchV (1999) für Sickerwässer wurden deutlich unterschritten, auch die Prüfwertebereiche der LAWA-Sanierungsziele für Grundwasser wurden nicht erreicht. Die mittleren Konzentrationen an Cadmium und Blei der filtrierten Wasserproben aus Niederschlag, Dachablauf, Sickerwasser nach der Bodenpassage sowie Rigolenablauf unterschreiten die jeweiligen Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung für Sickerwässer und lagen unterhalb des Prüfwertebereichs der LAWA-Sanierungsziele für Grundwasser.

Der pH-Wert des Niederschlags wurde durch den Abflussvorgang über die Dachflächen bereits abgepuffert, so dass die pH-Werte im Mittel um pH 7 lagen. In diesem pH-Bereich lag auch das Sickerwasser nach Durchlaufen der Bodenpassage und die Rigolenablaufwässer.

LESCHBER und PERNAK (1992) untersuchten die tiefenabhängige Beschaffenheit des Sickerwassers im zentralen Versickerungsbereich der Niederschlagswasserversickerungsbeckens „Pücklerpfuhl“ in Berlin (Entnahmetiefen 1 m/ 1,5 m/ 2 m). Demnach enthielt das Sickerwasser mit Ausnahme von Zink unbedeutende Konzentrationen an Blei, Kupfer, Nickel. Die Gehalte an Blei und Kupfer ließen keine Tiefenabhängigkeit erkennen, Nickel und Zink zeigten einen deutlichen Konzentrationsanstieg in 1,5 m Tiefe. Organische Mikroschadstoffe (z. B. PCB, Organochlorpestizide, PAK) waren im Sickerwasser nicht nachweisbar.

WINTER (1993) untersuchte die Beschaffenheit des Sickerwassers im Bereich von Versickerungsmulden, die durch Niederschläge von verschiedenen genutzten Flächen des Fuhrparks Bremen gespeist wurden. In dem oberen Bodenbereich bis 30 cm Tiefe

wurden Belastungswerte für Schwermetalle gemessen, die den Werten des Niederschlagswassers vor dem Auftreffen auf die abflusswirksamen Flächen entsprach. Bis in 90 cm Tiefe konnte nur noch eine geringe Abnahme der Schadstoffkonzentrationen festgestellt werden. Dies weist darauf hin, dass die überwiegend partikulär gebundenen Schwermetalle im Korngerüst des Oberbodens angelagert werden. Organische Schadstoffe (z. B. PAK) wurden dagegen in der Bodenzone nur geringfügig reduziert und gelangten in den oberen Grundwasserleiter.

Das Sickerwasser im Bereich eines Sickerbeckens an der Autobahn A3 enthielt nach einer Untersuchung von GOLWER und SCHNEIDER (1983) anorganische Schadstoffkonzentrationen unter den Grenzwerten für Roh- und Trinkwasser.

REINIRKENS (1990, 1991) untersuchte das Sickerwasser von straßenbegleitenden Böden an fünf Standorten. Blei und Zink sind demnach im Sickerwasser im unmittelbaren Straßenraum nicht nachweisbar, obwohl für beide Stoffe erhöhte Gehalte in den Böden nachzuweisen waren. Kupfer war dagegen durchgängig im Sickerwasser nachzuweisen, so dass hier von einer Verlagerung ausgegangen werden kann. Cadmium konnte nur vereinzelt nachgewiesen werden. Verkehrsbedingte Schwermetalle werden demnach in Böden angereichert. Ein Grund hierfür dürfte sein, dass die Schwermetallverbindungen aus den Abgasen bereits in nicht löslichen Formen vorliegen und meistens an Partikel gebunden sind. Letzteres gilt insbesondere für Blei. Die Untersuchung zeigt jedoch, dass das Sickerwasser in straßenbegleitenden Böden durch erhöhte Konzentrationen an Calcium, Magnesium, Natrium, Chlorid, erhöhte pH-Werte und elektrische Leitfähigkeiten charakterisierbar ist.

Das Bodenwasser eines mit Schwermetallen belasteten, kalkreichen Obstgartens untersuchten FEDERER und STICHER (1994). Während eines Zeitraumes von zwei Jahren entnahmen sie dafür Bodenwasser aus den Tiefen 18 cm und 40 cm mittels Saugkerzen. Die Schwermetalltotalgehalte im Oberboden betragen 38 nmol/g Cadmium, 24 µmol/g Kupfer und 25 µmol/g Zink. Die mittleren Schwermetallgehalte in der Bodenlösung lagen in 18 cm Tiefe bei 0,5 nmol/l Cd, 300 nmol/l Cu und 200 nmol/l Zn. In 40 cm Tiefe bei 0,6 nmol/l Cd, 90 nmol/l Cu und 30 nmol/l Zn. Im Bereich zwischen 18 und 40 cm Tiefe kam es also zu einer Erhöhung der Cadmiumkonzentration, bei gleichzeitiger Abnahme von Kupfer- und Zinkkonzentration im Sickerwasser.

4.4.3 Zusammenfassung

Der Transport von Wasser im Boden erfolgt meist in bevorzugten Transportpfaden. Durch diesen schnelleren Transport können selbst normalerweise stark adsorbierende Stoffe teilweise mit der Bodenlösung ins Grundwasser gelangen.

Der Übergang von Schadstoffen von der flüssigen in die feste Phase und umgekehrt hängt somit neben den chemischen Bodeneigenschaften, die weitgehend in Kapitel 4.3 beschrieben wurden, auch vom Fließverhalten der Bodenlösung ab. **Untersuchungen der Zusammensetzung des Sickerwassers in Böden von Versickerungsanlagen oder in stark belasteten Böden ergaben dementsprechend unterschiedliche Ergebnisse.** Organische Schadstoffe erfahren laut HÜTTER (1999) eine deutliche Konzentrationsminderung beim Durchfließen der belebten Bodenzone, LESCHBER und PERNAK (1992) konnten organischen Schadstoffe im Sickerwasser nicht nachweisen und WINTER (1993) konnte keine Reduzierung organischer Schadstoffe feststellen. Die Untersuchung von HÜTTER (1999) ergab eine deutliche Abnahme an Zn und Cu nach Passieren des Sickerwassers durch den Boden, REINIRKENS (1990, 1991) stellte dies für Pb und Zn fest, nicht jedoch für Cu, für das eine Verlagerung nachweisbar war. LESCHBER und PERNAK (1992) konnten für Blei, Kupfer und Nickel unbedeutende Konzentrationen im Sickerwasser feststellen, Ausnahme war Zink. FEDERER und STICHER (1994) stellten eine Konzentrationsverminderung von Kupfer und Zink während der Passage durch den Boden fest, die Cadmiumkonzentration nahm jedoch zu. **Die vorgestellten Ergebnisse machen deutlich, dass ein zusätzlicher Untersuchungsbedarf des Sickerwassers in Böden von Versickerungsanlagen im Hinblick auf den Schadstofftransport ins Grundwasser besteht.** Dennoch kann festgehalten werden, dass der Boden eine Filterleistung gegenüber dem zugeführten Wasser aufbringt.

4.5 Vor- und Hintergrundbelastung des Bodens und des Untergrundes

Eine ausführlich Untersuchung über die Hintergrundbelastung der Böden in NRW stellte HORNBURG (1996) vor. Er untersuchte die Gesamtgehalte einiger Metalle und Schwermetalle in den einzelnen Naturräumen von NRW. Unterschieden wurde dabei zwischen mineralischem Oberboden und Unterboden sowie dem mineralischen Untergrund und der organischen Auflage in Wäldern. Die in den Tabellen 4.11, 4.12, 4.13 und 4.14 dargestellten Bereiche grenzen nach HORNBURG (1996) den geringsten und den höchsten gemittelten Schwermetallgehalt der untersuchten Naturräume ab.

In der Veröffentlichung des LUA (1997) sind die Hintergrundgehalte von mineralischen Oberböden unterschiedlicher Nutzung und unterschiedlicher Räume (hohe Verdichtung, Verdichtungsansätze und ländliche Gebiete) dargestellt.

HILLER und MEUSER (1998) untersuchten urbane Standorte im Ruhrgebiet. In den Tabellen 4.11, 4.12, 4.13 und 4.14 sind Schwermetallbereiche für naturnahe sowie tiefgründig bearbeitete Böden dargestellt.

Anorganische und organische Schadstoffe in den Böden der Stadt Wuppertal finden sich bei GIERSE (1996) und STADT WUPPERTAL (1993).

Im Folgenden werden die Ergebnisse der oben genannten Literatur für die Elemente Cadmium, Blei, Zink und Kupfer vorgestellt. Dies entspricht den Schadstoffen, die in dem hier vorgestellten Projekt untersucht worden sind.

4.5.1 Cadmium

Tab. 4.11: Cadmium-Hintergrundbelastung in NRW.

Literaturquelle	Ort	Bodenbereich (Tiefe, cm)	Nutzung	Cd-Gehalte (mg/kg)
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Acker	0,40-0,53
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Grünland	0,50-0,92
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Wald	0,14-0,26
HORNBURG (1996)	NRW	Oberboden	---	0,19-2,0
HORNBURG (1996)	NRW	Unterboden	---	0,15-0,38
HORNBURG (1996)	NRW	Untergrund	---	0,15-1,9
HORNBURG (1996)	NRW	Organische Auflage	Wald	0,38-1,6
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Wald	ca. 0,13
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Acker	ca. 0,40
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Gärten, Grünanl.	ca. 1,4
GIERSE (1996)	Wuppertal	Oberboden	naturnahe Böden	0,92
GIERSE (1996)	Wuppertal	Oberboden	alle	1,00
GIERSE (1996)	Wuppertal	Unterboden	alle	0,14
STADT WUPPERTAL (1993)	Wuppertal	---	alle	0,78-1,28

Die Cadmiumgehalte unbelasteter Böden liegen in der Regel unter 0,5 mg/kg (SCHEFFER und SCHACHSCHABEL, 1998). Das geometrische Mittel der von HORNBURG (1996) untersuchten Mineralproben aus NRW liegt bei 0,27 mg Cd/kg.

Von den einzelnen Naturräumen erscheinen das Bergische Land und die Niederrheinische Bucht als die Gebiete mit den höchsten Cd-Gehalten in den Böden. Viele der im bergischen Land ansässigen Industriezweige (Eisen-, Stahl-, Farb-, Leder- und Chemieindustrie) haben in diesem Naturraum zu einer starken Schwermetallanreicherung in Böden und Sedimenten geführt (HORNBURG, 1996). Dementsprechend hoch liegen auch die in Tabelle 4.11 vorgestellten Cd-Gehalte der Böden in Wuppertal (GIERSE, 1996).

Die Acker-, Grünland- und Waldböden in den Regionen mit großen Verdichtungsräumen, den Regionen mit Verdichtungsansätzen und den ländlich geprägten Regionen weisen in dieser Reihenfolge tendenziell abnehmende Cd-Gehalte auf (LUA, 1997).

Gegliedert nach verschiedenen Nutzungstypen ist der Cadmium-Gehalt in den Böden Wuppertals in Bereichen der geschlossenen Bebauung und in alten Nutzgärten am höchsten (STADT WUPPERTAL, 1993).

In Gärten und Grünanlagen im Ruhrgebiet finden sich die höhere Cd-Gehalte gegenüber Äcker und Mineralböden in Wäldern dieser Region (HILLER und MEUSER, 1998).

In der Tendenz nehmen die Cd-Gehalte in Böden mit zunehmender Profiltiefe ab (HORNBURG, 1996).

4.5.2 Blei

Tab. 4.12: Blei-Hintergrundbelastung in NRW.

Literaturquelle	Ort	Bodenbereich (Tiefe, cm)	Nutzung	Pb-Gehalte (mg/kg)
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Acker	27-44
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Grünland	43-79
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Wald	66-137
HORNBURG (1996)	NRW	Oberboden	---	4,2-181
HORNBURG (1996)	NRW	Unterboden	---	4,8-104
HORNBURG (1996)	NRW	Untergrund	---	3,0-132
HORNBURG (1996)	NRW	Organische Auflage	Wald	118-517
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Wald	ca. 33
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Acker	23-47
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Gärten, Grünanl.	40-240
GIERSE (1996)	Wuppertal	Oberboden	naturnahe Böden	131
GIERSE (1996)	Wuppertal	Oberboden	alle	181
GIERSE (1996)	Wuppertal	Unterboden	alle	57
STADT WUPPERTAL (1993)	Wuppertal	---	alle	88-310

Unbelastete Böden in Deutschland weisen in der Regel zwischen 2 und 60 mg/kg Blei auf (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998). Der mittlere Bleigehalt in den von HORNBURG (1996) untersuchten Bodenproben liegt bei 36 mg/kg.

Eine Gliederung nach den Naturräumen macht deutlich, dass Blei in den Böden der Niederrheinischen Bucht, des Bergischen Land und des Sauerland-Siegerland deutlich höher belastet sind als die übrigen Regionen Nordrhein-Westfalens (HORNBURG, 1996). Die Blei-Gehalte der Stadt Wuppertal (GIERSE, 1996) liegen dementsprechend im oberen Bereich der durchschnittlichen Bleigehalte der Naturräume in NRW.

In der Tendenz ist die Bleibelastung in den Oberböden der Regionen mit großen Verdichtungsräumen höher als in den Regionen mit Verdichtungsansätzen und den ländlich geprägten Regionen. Ausnahme sind die mittleren Bleigehalte der Waldstandorte. Diese liegen für die beiden erstgenannten Regionen in einem ähnlichen Bereich (LUA, 1997)

Gegliedert nach der Nutzung sind die Bleigehalte in Böden alter Gewerbeflächen und geschlossener Bebauung am höchsten (STADT WUPPERTAL, 1993).

Die Bleibelastung in 0-10 cm Tiefe der Mineralböden ist in den Gärten und Grünanlagen des Ruhrgebiet höher als auf Äcker- oder Waldflächen (HILLER und MEUSER, 1998).

Im Tiefenprofil nehmen die mittleren Pb-Gehalte vom mineralischen Oberboden zum Unterboden um den Faktor 3,9 und vom Unterboden zum Untergrund um den Faktor 1,7 ab. HORNBURG (1996) schließt daraus, dass im Durchschnitt die Differenz aus der Gesamtheit der Pb-Zufuhr und den Verlusten mit dem Sickerwasser deutlich positiv sein muss.

4.5.3 Zink

Tab. 4.13: Zink-Hintergrundbelastung in NRW.

Literaturquelle	Ort	Bodenbereich (Tiefe, cm)	Nutzung	Zn-Gehalte (mg/kg)
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Acker	108-60
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Grünland	179-105
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Wald	78-40
HORNBURG (1996)	NRW	Oberboden	---	3,5-808
HORNBURG (1996)	NRW	Unterboden	---	7,0-202
HORNBURG (1996)	NRW	Untergrund	---	9,3-280
HORNBURG (1996)	NRW	Organische Auflage	Wald	80-314
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Wald	ca. 47
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Acker	70-90
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Gärten, Grünanl.	40-210
GIERSE (1996)	Wuppertal	Oberboden	naturnahe Böden	177
GIERSE (1996)	Wuppertal	Oberboden	alle	246
GIERSE (1996)	Wuppertal	Unterboden	alle	77
STADT WUPPERTAL (1993)	Wuppertal	---	alle	138-358

Die Zn-Gesamtgehalte wenig oder gering belasteter Böden betragen häufig zwischen 10 und 80 mg/kg (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998). Im Mittel liegen die Zn-Gehalte aller von HORNBURG (1996) untersuchten Bodenproben aus NRW bei 53 mg/kg. Die Zn-Bindung in Böden erfolgt vor allem durch Mn- und Fe-Oxide (BRÜMMER et al. 1983; GERTH, 1985) und durch Tonminerale (TILLER et al., 1984; GERTH, 1985). Analog dazu sind in der Regel Böden aus dem Bergischen Land Zn-reicher als zum Beispiel Böden aus dem „sandigen“ Westmünsterland.

Insgesamt sind die mittleren Zn-Gehalte in den Böden des Bergischen Land und der Niederrheinischen Bucht am höchsten, die des Tecklenburgerland und des Herforder Hügelland am geringsten (HORNBURG, 1996).

Nach der Reihenfolge Regionen mit großen Verdichtungsräumen, Regionen mit Verdichtungsansätzen und ländlich geprägte Regionen nimmt der Zn-Gehalt in Böden ab (LUA, 1997).

In der Stadt Wuppertal sind die Zink-Gehalte in Böden geschlossener Bebauung und alter Nutzgärten am höchsten, die geringsten Werte weisen Grünland und Acker auf (STADT WUPPERTAL, 1993).

Im Ruhrgebiet erreichen Gartenböden und Böden von Grünanlagen den höchsten Maximalwert für Zinkgehalte, verglichen mit Acker- oder Waldstandorten (HILLER und MEUSER, 1998).

Im Tiefenprofil sinken die Zn-Gehalte tendenziell vom Oberboden zum Untergrund ab. In verschiedenen Regionen sind die mittleren Zn-Werte der Oberböden aber mit denen des Unterbodens und des Untergrundes vergleichbar. Dies ist nicht nur auf den relativ hohen Zn-Ausgangsgehalt im Untergrund zurückzuführen, sondern vor allem auch auf versauerungsbedingte Zn-Lösungsvorgänge in den schwerpunktmäßig von Waldstandorten entnommenen Oberbodenproben (HORNBURG, 1996).

4.5.4 Kupfer

Tab. 4.14: Kupfer-Hintergrundbelastung in NRW.

Literaturquelle	Ort	Bodenbereich (Tiefe, cm)	Nutzung	Cu-Gehalte (mg/kg)
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Acker	11-16
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Grünland	16-21
LUA (1997)	NRW	Oberboden	Wald	9-19
HORNBURG (1996)	NRW	Oberboden	---	1,8-80
HORNBURG (1996)	NRW	Unterboden	---	1,5-45
HORNBURG (1996)	NRW	Untergrund	---	1,5-48
HORNBURG (1996)	NRW	Organische Auflage	Wald	18-80
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Wald	ca.13
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Acker	13-18
HILLER u. MEUSER (1998)	Ruhrgebiet	Mineralboden (0-10)	Gärten, Grünanl.	5-28
GIERSE (1996)	Wuppertal	Oberboden	naturnahe Böden	31
GIERSE (1996)	Wuppertal	Oberboden	alle	52
GIERSE (1996)	Wuppertal	Unterboden	alle	21
STADT WUPPERTAL (1993)	Wuppertal	---	alle	23-75

Die Kupfergehalte von wenig belasteten Böden betragen in der Regel 2 bis 40 mg/kg (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Kupfer-Gehalte der Bodenproben in NRW sind mit 9,4 mg/kg eher als gering einzustufen.

Mit Abstand werden die höchsten Cu-Gesamtgehalte in den meist tonreichen Böden aus dem Bergischen Land bestimmt. Demgegenüber weisen Böden aus dem Westmünsterland, Sandmünsterland, Tecklenburgerland und Herforder Hügelland Cu-Gehalte auf, die als sehr niedrig einzustufen sind (HORNBURG, 1996).

In den ländlich geprägten Regionen in NRW sind die mittleren Cu-Gehalte geringer als in den Räumen mit Verdichtungsansätzen und dort geringer als in Regionen mit großen Verdichtungsräumen (LUA, 1997).

Gegliedert nach Nutzungstypen sind die Cu-Gehalte in Böden alter Gewerbeflächen, Kleingärten und geschlossener Bebauung am höchsten, während Acker- und Grünlandböden die geringsten Cu-Werte aufweisen (STADT WUPPERTAL, 1993).

In der Tiefe 0-10 cm sind die Kupfergehalte in Gärten und Grünanlagen im Ruhrgebiet in eine große Spanne unterteilt. Diese Spanne umfasst sowohl geringere Werte als auch höhere Werte als für Wald- und Ackerstandorte ermittelt wurden (HILLER und MEUSER, 1998).

Im Oberboden liegen die Kupfergehalte mit dem Faktor 3,5 deutlich über den Kupfergehalten im Unterboden. Im Untergrund sinkt der Cu-Gehalt weiter um den Faktor 2,0. Kupfer geht sehr stark in den biogenen Kreislauf ein. Es kommt daher neben anthropogenen Cu-Einträgen auch zur Umverteilung durch Pflanzen vom Mineralboden in die Humusaufgabe (HORNBURG, 1996).

4.5.5 Kennzeichnung von Immissionen

Im Ökosystem Wald neigen Schwermetalle, auf Grund der hohen Filterleistung gegenüber Schadstoffen in der Luft, zu einer besonders starken Akkumulation. Zur Kennzeichnung von Immissionen werden daher die Schwermetallgehalte in Waldhumusauflagen herangezogen (HORNBURG, 1996). Dem Ergebnis zufolge erweist sich das Ruhrgebiet als die Region in NRW mit den höchsten Schwermetallgehalten (Cd, Zn, Ni, Cu, Pb, Hg, Fe, As) in den Humusauflagen (HORNBURG, 1996). 1990 wurden im Ruhrgebiet-Ost um den Faktor 2 bei Cu, Pb, Fe, As und den Faktor 3,5 bei Cd höhere Schad- bzw. Nährstoffgehalte im Schwebstaub festgestellt als in ballungsfernen Stationen wie Borken, Bielefeld oder Soest (PFEFFER und ELLERMANN, 1991). Vergleichende Messungen der Staubinhaltsstoffe in späteren Jahren liegen nicht vor, da das Meßnetz in NRW auf die Gebiete mit erhöhten Immissionsbelastungen reduziert wurde (ELLERMANN, 1997) Danach sind in unregelmäßiger Reihenfolge meist in den Naturräumen Eifel, Sauerland-Siegerland und Niederrheinische Bucht die höchsten Schwermetall-Gesamtgehalte in der organischen Auflage zu beobachten. Die geringsten Gehalte finden sich in den Naturräumen Zentralmünsterland, Sandmünsterland und Tecklenburger Land (HORNBURG, 1996).

4.5.6 Zusammenfassende Bewertung

Die Versickerung von Dach- oder Straßenabflüssen und die damit verbundene Zufuhr von Schadstoffen trifft, **naturräumlich gesehen, im Bergischen Land und in der Niederrheinischen Bucht auf die höchste Vorbelastung an Schwermetallen** im Boden.

Gegliedert nach der Raumstruktur weisen die Böden in Gebieten mit **großen Verdichtungsräumen tendenziell höhere Schwermetallgehalte** auf als Böden in **Regionen mit Verdichtungsansätzen** und deren SM-Gehalte sind wiederum höher als in Böden **ländlicher Gebiete**.

Böden in geschlossener Bebauung gehören in der Stadt Wuppertal zu den am höchsten mit Schwermetallen belasteten. Für alte Nutzgärten trifft dies in Bezug auf Cadmium und Zink zu. Hohe Akkumulationen von Blei und Kupfer sind vor allem in Böden alter Gewerbeflächen zu finden.

Das heißt die Regionen, die einen hohen Anteil an versiegelten Flächen und damit ein großes Potential für die Niederschlagswasserversickerung aufweisen, nämlich die Bereiche der geschlossenen Bebauung in großen Verdichtungsräumen, weisen bereits die höchste Vorbelastung an Schwermetallen in den Böden auf.

Die Kennzeichnung von Immissionen durch die Metallgehalte in den Humusauflagen der Wälder in NRW zeigt die höchsten Werte für den Naturraum Ruhrgebiet. Diese Kennzeichnung lässt aber keine Rückschlüsse auf die gegenwärtige Immissionsbelastung oder die gegenwärtige Belastung des Niederschlages der betreffenden Region zu.

5 Ergebnisse

5.1 Bauausführung der untersuchten Versickerungsanlagen

Versickerungsart

Während der Recherche der Standorte von Versickerungsanlagen, die für diese Untersuchung geeignet erschienen, wurden verschiedene Umweltämter und Wasserbehörden von Städten und Gemeinden sowie Ingenieurbüros angesprochen. Das Ergebnis dieser Umfrage befindet sich im Anhang, Tabelle 1. Einige Städte und Gemeinden verfügen nicht über Verzeichnisse der im Stadt- oder Gemeindegebiet befindlichen Versickerungsanlagen. Die Besichtigung der ermittelten Anlagen oder das vorher geführte Gespräch mit den jeweiligen Betreibern ergab, dass die Versickerungsart der Anlagen in der Realität häufig nicht mit den Angaben der Unterlagen der oben genannten Institutionen übereinstimmten. Insgesamt ergaben sich 83 Standorte von potentiell zu untersuchenden Versickerungsanlagen:

- die Versickerungsart von 34 Anlagen stimmte mit den Angaben der oben genannten Institutionen überein,
- 22 Anlagen konnten aus unterschiedlichen Gründen nicht überprüft werden,
- für 25 Anlagen gab es keine Übereinstimmung. 20 dieser Anlagen sollten Mulden sein, 5 wurden als Sickergräben bezeichnet. Tatsächlich handelte es sich um 8 nicht näher bestimmte unterirdische Versickerungen, 5 Flächenversickerungen, 4 Teiche, 3 Sickerschächte, 1 Rohrrigole, 2 nicht näher bestimmte Anlagen mit Überlauf in einen Bach, ein Abfluss in eine Güllegrube und eine Anlage, die vor dem Einlauf mit zwei Gully ausgestattet war, deren Funktion überhaupt nicht klar war,
- 2 Anlagen waren zerstört, eine weil das betreffende Grundstück neu bebaut wurde, die andere war mit einem Container überbaut worden, wobei der Boden der Versickerungsanlage zum Teil verdichtet, zum Teil durchwühlt worden war.

Der Grund, warum die Datenlage der Ämter, Behörden oder Ingenieurbüros oft nicht mit der Realität übereinstimmt, bleibt unklar. Aus der Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes ist es ein Unterschied ob das Abflusswasser durch die belebte Bodenzone versickert und dort gefiltert wird oder in einer unbestimmten Tiefe in den Boden eingeleitet wird, da letzteres vermutlich zu einem tiefer gestreckten Anreicherungsprofil von Schadstoffen führt. KOCH und BOLLER (1996) machten zum Beispiel Schadstoffanreicherungen unter einer Schachtversickerung bis in 5 m Tiefe unter der Bodenoberfläche ausfindig.

Bodenaustausch

Wie in den Standortbeschreibungen im Anhang erwähnt, wurde beim Bau der untersuchten Versickerungsanlagen häufig ein Bodenaustausch vorgenommen. Der anste-

hende Boden wurde ausgehoben und durch standortfremdes Material ersetzt, das eine gröbere Bodenart als der ausgehobene Boden aufwies. Von den 29 untersuchten Anlagen weisen 17 Anlagen über die gesamte versickerungsfähige Fläche standortfremdes Material auf. In den meisten Fällen ist dies ein Sand/Kies-Gemisch oder ein Lehm/Sand/Kies-Gemisch, in einigen Fällen ein 20 bis 30 cm mächtiges Lehm/Sand-Gemisch über einem Kieskörper. Drei der untersuchten Anlagen weisen im Einlaufbereich der Versickerungsanlage standortfremdes Material auf. Auch hier handelt es sich meist um ein Gemisch aus Sand und Kies. Circa ein Drittel der untersuchten Anlagen versickern das zugeführte Niederschlagswasser auf dem natürlich anstehenden Boden.

Der häufig vorkommende Einsatz von grobkörnigem Material beim Bau von Versickerungsanlagen ist vermutlich auf dessen bessere Wasserleitfähigkeit gegenüber feineren Bodenarten, wie z. B. Lehm, zurückzuführen. Unberücksichtigt blieben hier andere Bodeneigenschaften, die ebenfalls einen Einfluss auf die Versickerungsleistung von Böden haben, so vor allem Makroporen, die aufgrund biologischer oder pedogener Prozesse im Boden entstehen (DORNAUF und BURGHARDT, 2000; BURGHARDT et al. 1998a, FLURY et al. 1994).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Aktendaten über vorhandene Anlagen zur Niederschlagswasserversickerung häufig nicht mit der Realität übereinstimmen.

Die untersuchten Versickerungsanlagen weisen oft standortfremdes Material auf, das aufgrund seiner gröberen Korngrößenzusammensetzung in den Boden eingebracht wurde. Die Abhängigkeit der Wasserleitfähigkeit von anderen Bodeneigenschaften, wie Makroporen blieben beim Bau dieser Anlagen unberücksichtigt.

5.2 Bodeneigenschaften der untersuchten Versickerungsanlagen

5.2.1 Schadstoffeintrag in Versickerungsanlagen

Die Auswertung der Bodeneigenschaften der untersuchten Versickerungsanlagen erfolgt in erster Linie im Vergleich zu den Referenzproben, die in der Umgebung der Versickerungsanlagen entnommen wurden. Die Referenzwerte (REF) und die Muldenwerte (MUL) der Cadmium-, Blei-, Zink- sowie Kupfergehalte und die pH-Werte sowie der Kalkgehalt wurden in ihrem Tiefenverlauf graphisch nebeneinander dargestellt. Diese Abbildungen befinden sich im Anhang.

Im Hinblick auf die Fragestellung, ob und wie sich Bodeneigenschaften durch den Betrieb von Versickerungsanlagen im Laufe der Zeit verändern, ergeben sich folgende Möglichkeiten:

- Es hat eine Anreicherung mit den oben genannten Schwermetallen (SM) im Boden der Versickerungsanlage stattgefunden. Um die räumliche Variabilität in Böden auszuschließen wird dieser Fall nur angenommen, wenn die gemessenen Schwermetallgehalte der Versickerungsanlage in mindestens einem untersuchten Tiefenbereich um mindestens 20 % höher liegen als die Gehalte im Referenzboden.
- Durch das versickerte Niederschlagswasser verringert sich der pH-Wert des Bodens. Dieser Fall wird dann angenommen, wenn der pH-Wert der Versickerungsanlage wenigstens einer untersuchten Tiefe um eine halbe Einheit geringer ist als der des Referenzbodens und eine unterschiedliche Kalkungsintensität ausgeschlossen werden kann.
- Es ist keine Auswirkung der Niederschlagswasserversickerung auf den Boden erfolgt.
- Die erhobenen Werte können aus unterschiedlichen Gründen nicht ausgewertet werden.

Tabelle 5.1 gibt einen Überblick über die untersuchten Standorte. Im Fall, dass nach der oben beschriebenen Definition eine Anreicherung mit Schwermetallen stattgefunden hat, erscheint folgendes Zeichen „•“. Dasselbe gilt für eine Absenkung des pH-Wertes nach den im zweiten Punkt beschriebenen Bedingungen. Ist keine Auswirkung durch die Versickerung von Niederschlagswasser feststellbar, so wird dies mit „k.A.“ markiert. Einzelne Bodeneigenschaften der verschiedenen Standorte, die nicht ausgewertet werden können, werden wie folgt gekennzeichnet „---“.

Tab. 5.1: Auswirkung der Versickerung von Niederschlagswasser auf die Bodeneigenschaften der untersuchten Standorte.

Standort	Cd	Pb	Zn	Cu	pH/ Kalk	Begründung
1, Essen	---	---	---	---	---	Referenz- und Muldenwerte sind nicht vergleichbar, da die Mulde bis zu 0,8 m tief eingehoben wurde und neues Bodenmaterial eingebracht wurde.
3, Essen	•	•	•	•	---	pH-Werte und Kalkgehalte der Mulde sind in einigen Tiefen geringer als die Referenzwerte, entweder liegt eine unterschiedliche Kalkungsintensität vor oder das versickerte Wasser hat den Kalk neutralisiert.
5, Essen	---	---	---	---	---	Die Mulde wurde ausgekoffert und mit neuem Material befüllt, das vermutlich belastet war. Die pH-Werte der Mulde und der Referenzflä. unterscheiden sich kaum, der Kalkgehalt differiert.
6, Essen	•	•	•	•	•	
11, Wuppertal	---	---	---	---	•	Die SM-Gehalte des Referenzbodens sind meist höher als die der Mulde, der Boden ist vermutlich vorbelastet.
42, Wuppertal	•	k.A.	k.A.	k.A.	•	Die Mulde war vermutlich gekalkt, dieser ist jedoch zur Neutralisation des Regenwassers ver-

Standort	Cd	Pb	Zn	Cu	pH/ Kalk	Begründung
						braucht worden. Die hohen Referenzwerte für Zink und Kupfer in 10-20 cm Tiefe weisen auf eine Vorbelastung des untersuchten Substrates (z. T. technogen) hin.
43, Dortmund	---	---	•	---	---	Die SM-Gehalte des Referenzbodens sind meist höher als die der Mulde (d.h. der Standort ist vorbelastet), einzige Ausnahme ist Zn in 0-5 cm Tiefe. pH-Werte unterscheiden sich kaum, jedoch der Kalkgehalt.
43a, Dortmund	---	---	•	---	---	siehe Standort 43
44, Dortmund	•	•	•	•	•	
44a, Dortmund	k.A.	•	•	•	•	
45, Dortmund	•	•	k.A.	k.A.	k.A.	
46, Lünen	•	•	•	•	---	Die pH-Werte und Kalkgehalte der Mulde sind in einigen Tiefen geringer als die Referenzwerte, entweder liegt eine unterschiedliche Kalkungsintensität vor oder das versickerte Wasser hat den Kalk neutralisiert.
47, Einl.1 Dorsten	•	•	•	•	•	
47, Einl.2 Dorsten	k.A.	•	•	•	•	
47a, Dorsten	---	•	•	•	k.A.	Die Cd-Werte der Mulde sind erst in 10-30 cm Tiefe deutlich höher als die Referenzwerte. Die Ursache hierfür ist unklar, eine Verlagerung scheint jedoch unwahrscheinlich, da der pH-Wert der Mulde um 7 liegt.
54, Berg.-Gl.	k.A.	•	•	•	k.A.	In 0-5 cm Tiefe weist die Mulde höhere Gehalte an Pb, Zn und Cu auf, die Referenzwerte in 10-20 cm Tiefe sind jedoch so hoch, dass der Standort vermutlich vorbelastet ist.
55, Halle	k.A.	k.A.	•	•	k.A.	
55a, Halle	k.A.	•	•	•	---	Die pH-Werte und Kalkgehalte der Mulde sind in einigen Tiefen geringer als die Referenzwerte, entweder liegt eine unterschiedliche Kalkungsintensität vor oder das versickerte Wasser hat den Kalk neutralisiert.
56, Cast.-Rau.	---	---	---	---	---	Die Referenzwerte der Schwermetalle sind durchgehend höher als die Muldenwerte, vermutlich ist dies auf den tiefen Aushub beim Bau der Mulde zurückzuführen. Der Referenzboden weist Kalk auf, nicht jedoch der Muldenboden.
57, Lemgo	k.A.	---	•	---	---	Die Referenzproben sind z. T. höher belastet, als die Muldenwerte und mit diesen vermutlich nicht vergleichbar. Ausnahmen sind Cadmium, das jeweils nicht nachweisbar war, und Zink, dessen Gehalte in der Mulde in 0-5 cm Tiefe deutlich über dem Referenzwert liegt.
58a, Spenge	k.A.	•	•	k.A.	•	
58b, Spenge	k.A.	k.A.	k.A.	•	k.A.	

Standort	Cd	Pb	Zn	Cu	pH/ Kalk	Begründung
58c, Spenge	k.A.	k.A.	•	k.A.	---	Der pH-Wert der Mulde ist aufgrund von Kalkung höher als im Referenzboden.
65, Essen	•	•	k.A.	k.A.	•	
74, Bochum	•	•	•	•	---	Der pH-Wert der Mulde ist aufgrund von Kalkung höher als im Referenzboden.
75, Bad Salz.	•	•	•	•	•	
78, Oberh.	---	---	---	---	---	Die SM-Gehalte des Referenzbodens sind durchgehend höher als die Muldenwerte. Dies ist vermutlich auf den tiefen Aushub der Mulde zurückzuführen.
79, Oberh.	k.A.	•	•	k.A.	---	Die pH-Werte und Kalkgehalte der Mulde sind geringer als die Referenzwerte, entweder liegt eine unterschiedliche Kalkungsintensität vor oder das versickerte Wasser hat den Kalk neutralisiert.
Summe	Cd	Pb	Zn	Cu	pH	
---	8	8	5	8	13	
k.A.	10	4	4	6	5	
•	10	16	19	14	10	

Tabelle 5.1 gibt am Ende für jeden der untersuchten Parameter einen Überblick über die Anzahl der nicht auswertbaren Standorte. Die Anzahl der Standorte, die eine Auswirkung durch die Versickerung von Wasser vermuten lassen, sowie die Anzahl der Standorte, die vermutlich keine Auswirkung aufweisen.

Werden die nicht auswertbaren Standorte außer Acht gelassen, **ergibt sich für Cadmium, dass bei 50 % der untersuchten Anlagen eine Anreicherung des Metalls im Boden wahrscheinlich ist. Für Blei gilt dies für 80 %, für Zink für 83 % und für Kupfer für 70 % der auswertbaren Standorte. Eine Verringerung des pH-Wertes und damit ein Eintrag von Säure trifft wahrscheinlich in 67 % der untersuchten Standorte zu.**

Die Anzahl der nicht auswertbaren Standorte ist für den pH-Wert am höchsten. Dies ist durch den entsprechenden Kalkgehalt begründet. Es kann in einigen Fällen nicht entschieden werden, ob die Versickerungsanlage und die Referenzfläche unterschiedlich stark gekalkt wurden oder ob die erhöhte Wasserzufuhr in den Versickerungsanlagen zu einem höheren Kalkverbrauch beigetragen hat.

Hinweise auf die Anreicherung von Schwermetallen in Böden, die einer Nutzung durch Niederschlagswasserversickerung unterliegen, finden sich auch in der Literatur. LESCHBER und PERNAK (1992) untersuchten eine Versickerungsanlage, deren Einzugsfläche durch ein Gebiet mit relativ hohem Verkehrsaufkommen charakterisiert ist. Die tiefenabhängigen Bodenproben der Versickerungsanlagen zeigen einen wesentlich höheren Gehalt an Zink, Blei, Kupfer und Nickel. Die Untersuchung einer dezentralen

Versickerungsanlage durch WINTER (1993) führte zu folgendem Ergebnis: Durch die Versickerung diverser Abflüsse von Dach-, Abstell-, Verkehrs- und Lagerflächen zeigte sich nach 2 Jahren Betriebszeit für Zink und Chrom nur ein unwesentlicher Zuwachs in den Horizonten der Versickerungsanlage. Deutlich erhöht gegenüber der Nullprobe waren die Metalle Kupfer, Blei und Cadmium. Die Ergebnisse der Untersuchung an einem Versickerungsbecken in einem reinen Wohngebiet mit geringen Durchgangsverkehr stellt GROTEHUSMANN (1995) vor. Innerhalb des Zeitraums von 13 Monaten konnte in den oberen 20 cm des Bodens eine Anreicherung von Kupfer und Zink beobachtet werden. Während des gleichen Zeitraums konnte eine Anreicherung von Cadmium, Chrom und Nickel nicht nachgewiesen werden. Für Blei ergaben sich keine eindeutigen Ergebnisse. BOLLER und HÄFLINGER (1996) stellen eine Akkumulation der Schwermetalle Cadmium, Blei, Kupfer und Zink durch Oberflächenversickerung in den ersten 30 cm der Böden fest. HÜTTER (1999) zeigt für Zink exemplarisch, dass sich dieses in Versickerungsanlagen bereits nach 3 Jahren und 3 Monaten deutlich in der Tiefe 0-2 cm anreichert, eine Anlage in Berlin weist nach 50 Jahren Laufzeit eine Zn-Anreicherung bis in 30 cm Tiefe auf.

Eine Versauerung des Bodens stellte HÜTTER (1999) bereits nach 3 Jahren und 3 Monaten Laufzeit einer Anlage fest. Neben einer Verminderung der Säureneutralisationskapazität sank der pH-Wert in der Tiefe 0-2 cm von 8,2 auf 7,1. In 0-5 cm Tiefe einer 50 Jahre alten Anlage liegt der pH-Wert bei ca. 5 gegenüber eines pH-Wertes von 8 in der Umgebung der Anlage.

5.2.1.1 Schwermetalle

Um einen Vergleich über den Eintrag der Schwermetalle ($E(\text{Me})$ in mg/l) in den Boden der Versickerungsanlagen zu ermöglichen, wurde dieser als mittlerer Eintrag bezogen auf einen Liter zugeführtem Flächenabflusswasser für jeden der oben als auswertbar definierten Standorte berechnet. Die Ergebnisse dieser Berechnung und der ebenfalls berechnete Eintrag pro angeschlossener Fläche und Jahr befinden sich im Anhang, Tabelle 31.

Die positive Differenz der gemessenen Metallgehalte ($d\text{Me}$, in mg/kg) zwischen Versickerungsanlage und Referenzfläche einer untersuchten Schicht wurde multipliziert mit der Tiefe (t , in dm) der entsprechenden Schicht, der nutzbaren Versickerungsfläche (F_v , in dm^2), der Dichte des Bodens (d_b , in kg/dm^3) und dem Gewichtsanteil an Feinsubstanz (FS). Die Summe der Einträge pro untersuchter Tiefe einer Versickerungsanlage wurde differenziert durch die geschätzte, von den angeschlossenen Flächen stammende, Niederschlagswassermenge (V_N , in l). Der Wert für die Dichte des Bodens wurde der Literatur entnommen. Verwandt wurde die mittlere Dichte der entsprechenden Bodenart nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998). Die zugeführte Menge an Niederschlagswasser ergibt sich aus den Niederschlagsdaten des

DEUTSCHEN WETTERDIENSTES (1992-1998, 1999-2000) und der Größe der angeschlossenen Fläche.

Zur Berechnung des mittleren Schwermetall-Eintrags ergibt sich Formel 1:

$$E(Me) = \frac{\sum (dMe * t * F_v * d_B * FS)}{V_N} \left[\frac{(\mu)mg}{l} \right] \quad (1)$$

Für den Standort 44 konnte der Eintrag an Schwermetallen in die Versickerungsanlage pro zugeführter Niederschlagsmenge nicht berechnet werden, da die Mulde überdimensioniert angelegt ist und so die tatsächliche Versickerungsfläche nicht bekannt ist. Für die Standorte 57 und 74 fehlen notwendige Angaben zur Berechnung des Metalleintrags, so z. B. die Größe der angeschlossenen Fläche und die Betriebsdauer der Anlage.

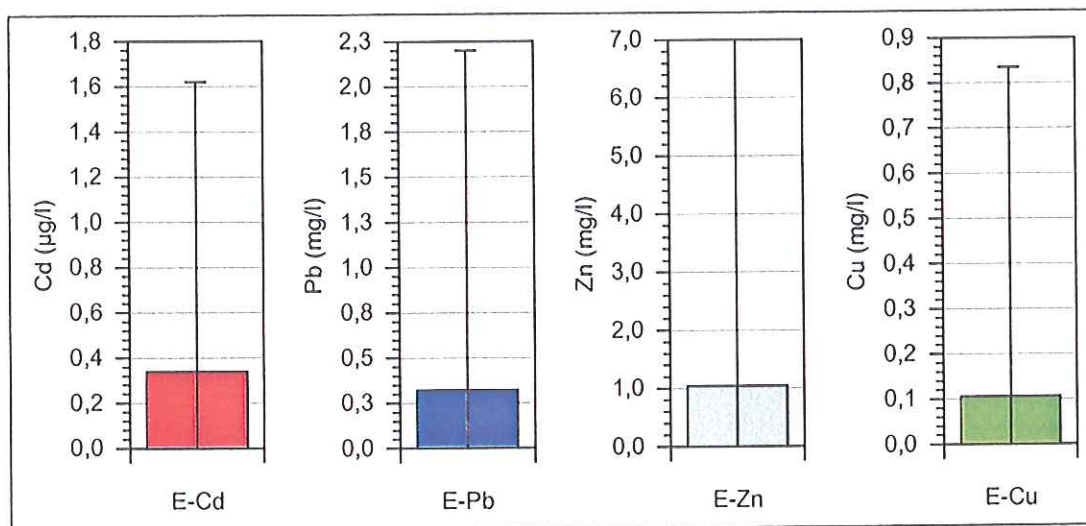


Abb. 5.1: Mittlerer Cd-, Pb-, Zn- und Cu-Eintrag in die untersuchten Versickerungsanlagen bezogen auf die zugeführte Niederschlagswassermenge. Dargestellt mit dem Schwankungsbereich der errechneten Werte.

Der Schwermetalleintrag in die untersuchten Niederschlagswasser-Versickerungsanlagen schwankt in einem großen Bereich. Dies wird auch durch die in der Tabelle 5.2 aufgeführten Mittelwerte, Standardabweichungen und dem Varianzkoeffizienten deutlich. Der Varianzkoeffizient liegt zwischen 1,4 und 2,0. Dies bedeutet, dass die Standardabweichungen um das 1,4- bis 2-fache über dem Mittelwert liegen. In Kapitel 5.2.2 wird daher versucht, die unterschiedlich hohen Einträge anhand von standörtlichen Kriterien zu erklären.

Tab. 5.2: Mittelwert, Standardabweichung und Varianzkoeffizient der Cadmium-, Blei-, Zink- und Kupfer-Einträge in die untersuchten Versickerungsanlagen pro zugeführtem Liter Niederschlagswasser sowie die Differenz an H⁺-Ionen zwischen Mulde und Referenzfläche bezogen auf ein Liter zugeführtes Niederschlagswasser.

	E-Cd (µg/l)	E-Pb (mg/l)	E-Zn (mg/l)	E-Cu (mg/l)	ΔH ⁺ (cmol/l)
Mittelwert (MW)	0,34	0,32	1,04	0,11	4,6*10 ⁻⁶
Standardabweichung (s)	0,49	0,59	1,90	0,22	1,3*10 ⁻⁵
Varianzkoeffizient (s/MW) (ohne Einheit)	1,4	1,8	1,8	2,0	2,9

5.2.1.2 pH-Wert

Die Zufuhr an H⁺-Ionen bestimmt zusammen mit anderen Faktoren die Versauerungsgeschwindigkeit eines Bodens. Andere Faktoren sind vor allem die Säureneutralisationskapazität (SNK) des Bodens und die Reaktionsgeschwindigkeit (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Böden der Versickerungsanlagen und die jeweiligen Referenzflächen wurden hinsichtlich ihres pH-Wertes, nicht jedoch hinsichtlich ihrer SNK untersucht.

Um einen Vergleich zwischen den untersuchten Standorten zu ermöglichen, wurde die Differenz zwischen der H⁺-Ionenkonzentration (ΔH⁺, in cmol/l) der Muldenböden zu den Referenzböden berechnet. Die positive Differenz der H⁺-Ionen-Menge (dH⁺, in cmol/kg) zwischen Versickerungsanlage und Referenzfläche wurde nach SCHLICHTING et al. (1995) wie folgt berechnet: 10^{-pH(MUL)} minus 10^{-pH(REF)} multipliziert mit dem Faktor 250. dH⁺ wurde multipliziert mit der Tiefe (t, in dm) der entsprechenden Schicht, der nutzbaren Versickerungsfläche (F_m, in dm²), der Dichte des Bodens (d_B, in kg/dm³) und dem Gewichtsanteil an Feinsubstanz (FS). Die Summe der positiven Differenzen an H⁺-Ionen pro untersuchter Tiefe einer Versickerungsanlage wurde differenziert durch die geschätzte, von den angeschlossenen Flächen stammende, Niederschlagswassermenge (V_N, in l). Der Wert für die Dichte des Bodens wurde der Literatur entnommen. Verwandt wurde die mittlere Dichte der entsprechenden Bodenart nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998). Die zugeführte Menge an Niederschlagswasser ergibt sich aus den Niederschlagsdaten des DEUTSCHEN WETTERDIENSTES (1992-1998, 1999-2000) und der Größe der angeschlossenen Fläche.

Es ergibt sich folgende Formel:

$$\Delta H^+ = \frac{\sum ((10^{-pH(MUL)} - 10^{-pH(REF)}) * 250 * t * F_m * d_B * FS)}{V_N} \left[\frac{cmol}{l} \right] \quad (2)$$

Standort 44 konnte hinsichtlich der H⁺-Ionendifferenz zwischen Versickerungsanlage und Referenzwert nicht ausgewertet werden, da die Anlage überdimensioniert angelegt worden ist und deshalb die tatsächliche Versickerungsfläche nicht bekannt ist. Eben-

falls unbekannt ist die Versickerungsfläche von Standort 11, so dass auch hier keine Auswertung erfolgte.

ΔH^+ schwankt zwischen den auswertbaren Standorten in einem großen Bereich. Es gibt Standorte, in denen keine Versauerung des Bodens festgestellt werden konnte, bis hin zu Standorten, deren pH-Wert in der Versickerungsanlage um mehr als eine Einheit geringer ist als auf der entsprechenden Referenzfläche. Diese Unterschiede machen sich in der hohen Standardabweichung sowie dem Varianzkoeffizienten von 2,9 deutlich (siehe Tabelle 5.2). Verglichen mit den Koeffizienten der Schwermetalleinträge ist dies der höchste Varianzkoeffizient.

5.2.2 Einfluss der standörtlichen Kriterien auf den Schadstoffeintrag

5.2.2.1 Schwermetalle

Abbildung 5.2 zeigt den jährlichen Eintrag an Schwermetallen pro zugeführter Wassermenge für die ausgewerteten Standorte. Es stellt sich die Frage, ob anhand der Eigenschaften der einzelnen Standorte, bzw. der Art der angeschlossenen Flächen Kriterien gefunden werden, welche die starken Schwankungen der Einträge erklären. **Den folgenden Aussagen muss aber vorweggeschickt werden, dass sie teilweise auf einer schmalen Datenbasis beruhen.** Von den untersuchten Anlagen in den Ballungskernen konnten zehn Anlagen ausgewertet werden, in der Ballungsrandzone sind es nur vier (Standort 47(1) und 47(2) befinden sich in derselben Mulde), in den Mittelzentren sogar nur zwei (75 und 75 (Einl.) gehören ebenfalls zur selben Mulde) sowie fünf Standorte in ländlichen Gebieten.

Raum- und Siedlungsstruktur

In Abbildung 5.2 ist der Eintrag an Schadstoffen pro Liter Niederschlagswasser so dargestellt, dass die Standorte nach der Raumstruktur geordnet sind.

Am häufigsten findet sich ein Cadmiumeintrag in die Böden der untersuchten Niederschlagswasserversickerungsanlagen in den Ballungskernen. Hier sind auch die Cadmiumeinträge pro Liter Niederschlagswasser im Vergleich zu den untersuchten Anlagen in anderen Raumstrukturen am höchsten. In den Ballungsrandzonen, Mittelzentren und in den ländlichen Gebieten ist ein Eintrag an Cadmium nur an den Untersuchungsstandorten 47(1), 57 und 57(Einl.) nachweisbar, die sich jeweils in Gewerbegebieten befinden.

Die höchsten Blei- und Zinkkonzentrationen werden ebenfalls in die Böden der untersuchten Anlagen in Ballungskernen eingetragen und in den Boden an Standort 54, einer Ballungsrandzone. Die restlichen untersuchten Standorte der Ballungsrandzonen, der Mittelzentren und der ländlichen Gebiete weisen einen geringen Eintrag der Metalle Blei und Zink pro Liter Niederschlagswasser auf. Nicht nachweisbar ist der Eintrag an

Blei und Zink am Standort 42, der sich zwar in Wuppertal und damit in einem Ballungsgebiet befindet, dort jedoch ganz am Stadtrand in einem Mischgebiet platziert ist.

Der Kupfereintrag der untersuchten Anlagen liegt meist unter 0,2 mg/l, und zwar unabhängig davon, in welcher Raumstruktur sich die Anlage befindet. Ausnahmen sind der Standort 46, an dem das Niederschlagswasser durch Kupferfallrohre abgeleitet wird sowie Standort 54, dessen hoher Cu-Eintrag nicht erklärt werden kann.

Ein erhöhter Eintrag der Metalle Cadmium, Blei und Zink pro Liter Niederschlagswasser ist am deutlichsten an den untersuchten Standorten, die in Ballungskernen liegen. Untersuchte Standorte in Ballungsrandzonen und Mittelzentren zeigen in einigen Fällen ebenfalls vergleichsweise hohe Einträge der genannten Metalle. Deutlich zeichnet sich jedoch der geringe Eintrag an Schadstoffen in die fünf untersuchten Versickerungsanlagen in reinen Wohngebieten im ländlichen Bereich ab.

Ein Zusammenhang zwischen dem Kupfereintrag pro Liter zugeführtem Niederschlagswasser und der Raumstruktur, in der sich die untersuchten Anlagen befinden, kann nicht abgeleitet werden.

Die untersuchten Anlagen in den Siedlungsstrukturen „Wohn- oder Mischgebiete“ weisen deutliche Unterschiede in der Höhe der Schwermetalleinträge pro zugeführtem Liter Niederschlagswasser auf.

Anders ist dies jedoch für die untersuchten Standorte in den **Gewerbegebieten**, Standort 75 in Bad Salzuflen, 44a (Dortmund) und 47 (1 und 2) und 47a (Dorsten). **Von Cadmium abgesehen, liegen die Schwermetalleinträge dieser Standorte in ähnlichen Größenordnungen, und zwar unabhängig davon ob sich die untersuchte Versickerungsanlage in einem Ballungskern (44a), einer Ballungsrandzone (47 und 47a) oder einem Mittelzentrum (75) befindet.**

Nutzung und Material der angeschlossenen Flächen

In den untersuchten Wohngebieten ländlicher Gebiete scheint die Nutzung und das Material der angeschlossenen Flächen kaum Einfluss auf den Schwermetalleintrag in Versickerungsanlagen zu haben. Dies zeigt sich beim Vergleich der Standorte 55, 55a und 58a-c. Die Standorte 55 und 55a werden für den Abfluss von Niederschlagswasser kleiner Anliegerstraßen betrieben, während in die Standorte 58a, 58b und 58c Dach- und Hofflächen sowie kleine Anliegerstraßen entwässern. Trotz dieser Unterschiede sind die Unterschiede der ermittelten Eintragsmengen pro Liter Niederschlagswasser dieser Anlagen gering (siehe Abbildung 5.2).

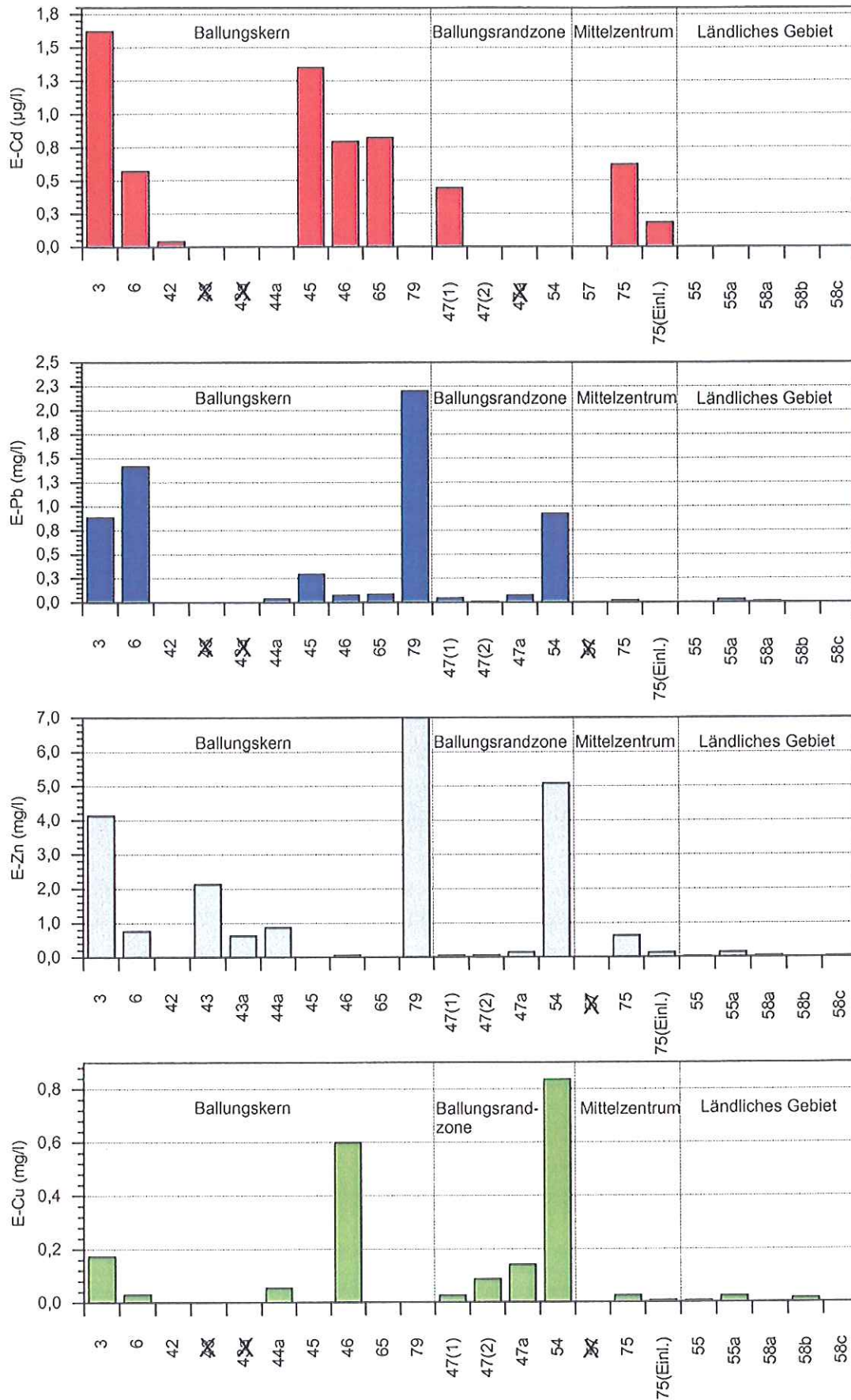


Abb.5.2: Schwermetalleintrag in die Versickerungsanlagen der einzelnen Standorte bezogen auf die gesamte, während des Betriebes, zugeführte Niederschlagswassermenge. Durchgestrichene Standorte konnten hinsichtlich des betreffenden Metalls nicht ausgewertet werden.

Die untersuchten Versickerungsanlagen in den Gewerbegebieten unterscheiden sich durch die Materialien der angeschlossenen Flächen. In Standort 44a entwässert eine Hoffläche aus Asphalt, die vor allem durch betriebseigene LKW befahren wird. An die Standorte 47 (1 u. 2), 47a und 75 sind sowohl LKW befahrene Asphaltflächen als auch Dachflächen von Gebäuden angeschlossen. Das Dachmaterial der Standorte 47 und 47a ist Teerpappe. Im Fall von Standort 75 ist das Dachmaterial nicht bekannt. Der nur in Tabelle 5.1 aufgeführte Standort 44 wird ebenfalls gewerblich genutzt, die beprobte Stelle der Versickerungsanlage wird von Dachwässern gespeist, die von einem Kunststoffdach mit Kiesschüttung stammen. In allen genannten Fällen sind Einträge der Metalle Blei, Zink und Kupfer in die Versickerungsanlagen nachweisbar.

Die Untersuchungsstandorte, für die der Schwermetalleintrag pro zugeführtem Liter Niederschlagswasser berechnet werden konnte und für die somit ein Vergleich möglich ist, unterscheiden sich hinsichtlich der zugeführten Blei-, Zink- und Kupferkonzentration in geringem Umfang und sind somit unabhängig vom Material und der Nutzung der angeschlossenen Flächen. Der Cadmium-Eintrag ist dagegen unterschiedlich. Dies gilt sogar für die untersuchten Proben 47(1) und 47(2), die aus derselben Mulde stammen und sich nur dadurch unterscheiden, dass sie in der Nähe von unterschiedlichen Dachwassereinflüssen entnommen wurden. Es findet sich also auch hier kein Zusammenhang zu dem Abdeckungsmaterial oder der Nutzung der angeschlossenen Fläche zu der Höhe der zugeführten Schwermetallkonzentrationen im Niederschlagswasser.

Ein Zusammenhang zwischen Nutzung und Material der angeschlossenen Fläche und der eingetragenen Schwermetallmenge konnte auch bei kleineren Anliegerstraßen nicht nachgewiesen werden. Die Standorte 54 und 55, 55a zeigen dies.

Die Standorte 3, 6, 43, 43a, 46, 58a-c, 65 und 79 nehmen alle das Niederschlagswasser von Dachflächen und z. T. von kleineren Hofflächen oder Zufahrtswegen auf. In allen Fällen werden die Hofflächen und Wege kaum für den motorisierten Verkehr genutzt. Standort 45 und 57 weisen größere Hofflächen auf, die aber auch kaum für den Verkehr genutzt werden. Die Dachmaterialien sind in den meisten Fällen Betondachstein, eventuell Tonziegel oder Teerpappe. Die Nutzung der Versickerungsanlagen ist in den meisten Fällen privat, im Fall von Standort 45 und 57 öffentlich. Abbildung 5.2 zeigt, dass die Eintragskonzentrationen an Cadmium, Blei und Zink der genannten Standorte sehr unterschiedlich sind und keine Abhängigkeit von der jeweiligen Charakteristika der angeschlossenen Fläche erkennen lassen.

Auffallend ist die relativ hohe Kupferkonzentration an Standort 46. Hier erfolgt der Zufluss des Niederschlagswassers in einem Kupferfallrohr.

Das an Standort 3 angeschlossene Dach besitzt Bleibleche als Kantenabschlüsse. Die Verwendung von Bleiblech kann auch bei anderen Standorten nicht ausgeschlossen werden. Zinkdachrinnen sind ein häufig benutzter Baustoff, vor allem bei Wohnhäu-

sern. Diese Materialien können für den Eintrag der entsprechenden Schwermetalle in den Boden der Versickerungsanlagen verantwortlich sein (siehe auch Kapitel 5.3).

Standort 42 lässt sich mit keinem der anderen Standorte vergleichen. Es handelt sich hier um eine Versickerungsanlage entlang einer roten Kunststofflaufbahn eines Sportplatzes. Außer Cadmium konnte hier kein Schwermetalleintrag nachgewiesen werden. Der Cadmиеintrag könnte in diesem Fall auf das Material der Laufbahn zurückzuführen sein.

Es kann ein Zusammenhang zwischen Material der angeschlossenen Flächen und eingetragener Schwermetallmenge in die Versickerungsanlage nicht ausgeschlossen werden. Vor allen die Verwendung von Metallblechen hat Auswirkungen auf die eingetragene Schwermetallmenge.

Die Nutzung der Flächen, die an die untersuchten Anlagen angeschlossen sind, als Straße, Hof oder Dach geben keinen Hinweis auf die Höhe der zu erwartenden Schwermetallkonzentrationen im zugeführten Niederschlagswasser.

5.2.2.2 Säurebildner

Abbildung 5.3 zeigt die Differenz an H^+ -Ionen zwischen Versickerungsanlagen und Referenzflächen der auswertbaren Standorte bezogen auf einen Liter zugeführtem Niederschlagswasser.

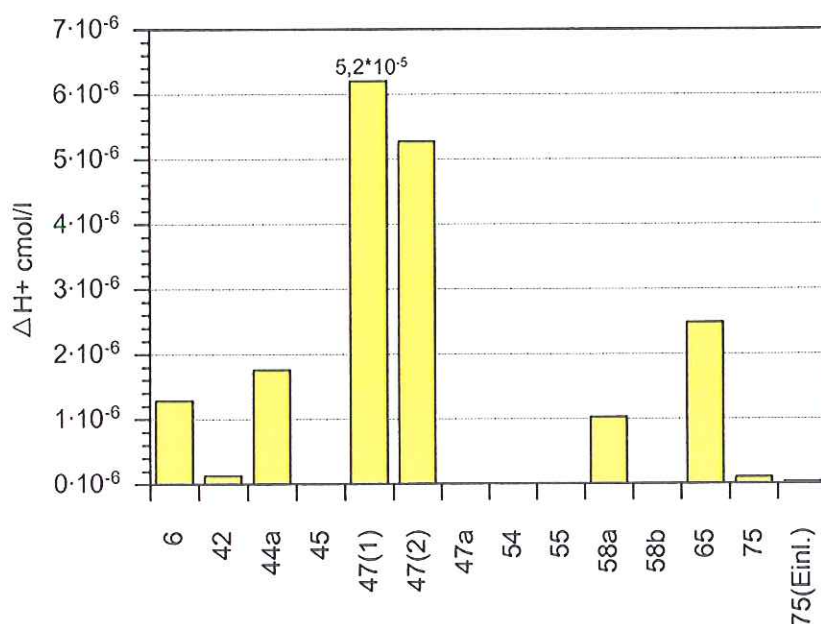


Abb.5.3: Konzentrationsunterschied an H^+ -Ionen zwischen Versickerungsanlage und Referenzfläche der einzelnen Standorte bezogen auf 1 Liter zugeführtes Niederschlagswasser.

Die Differenz zwischen der H^+ -Ionen-Konzentration der untersuchten Böden der Versickerungsanlagen und der dazugehörigen Referenzflächen bezogen auf einen Liter zugeführtes Niederschlagswasser gibt keine Auskunft über den Säureeintrag in den Boden. Vielmehr ist sie ein Maß für den Teil der eingetragenen Säure, die nicht im Boden gepuffert werden konnte. Die untersuchten Versickerungsanlagen, die nach Abbildung 5.3 hohe ΔH^+ -Werte aufweisen, sind dementsprechend zumindest in einigen Schichten carbonatfrei (siehe Abbildungen im Anhang oder Standortbeschreibungen im Anhang). Standort 47(1) ist bis in die untersuchte Tiefe von 60 cm carbonatfrei, während Standort 47(2) nur bis in 10 cm Tiefe carbonatfrei ist, bis 45 cm aber als carbonatarm eingestuft werden muss. Das hier noch vorhandene Carbonat wirkt puffernd auf die Zufuhr von Säure, ΔH^+ ist somit um das Zehnfache geringer als bei Standort 47(1). Die Standorte 6, 44a, 58a und 65 sind ebenfalls ganz oder in Teilen der untersuchten Tiefen carbonatfrei. Dementsprechend weisen auch diese Standorte eine hohe ΔH^+ -Differenz bezogen auf einen Liter zugeführtem Niederschlagswasser auf.

Dagegen lassen sich in allen untersuchten Bodenschichten der Standorte 45, 47a, 54, 75 und 75 (Einlauf) Carbonate nachweisen. Für diese Standorte ist ΔH^+ sehr gering oder sogar Null. Ausnahmen sind die Standorte 55 und 58b, diese sind auch ganz oder teilweise carbonatfrei. Trotzdem gibt es keine H^+ -Differenz zwischen der Versickerungsanlage und der jeweiligen Referenzfläche.

Es ist festzustellen, dass eine Versauerung der untersuchten Böden durch die Versickerung von Niederschlagswasser in einem hohen Maß von der Säureneutralisationskapazität des Bodens (hier in Form von Carbonat) abhängt. Wie hoch die zugeführte Protonenmenge in die untersuchten Versickerungsanlagen war, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden. Es ist aber davon auszugehen, dass die Säurepuffer im Boden durch die Zufuhr von Niederschlagswasser schneller aufgebraucht werden, als dies ohne die Nutzung als Versickerungsanlage der Fall wäre.

5.2.3 Gefährdung des Bodens durch Niederschlagswasserversickerung

Das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) unterscheidet zwischen Prüfwerten und Vorsorgewerten. Prüfwerte dienen zur einzelpfadorientierten Beurteilung über das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung. Dabei werden die Wirkungspfade Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze und Boden-Grundwasser unterschieden (DELSCHEN, 1998). Die Berechnung der Prüfwerte berücksichtigt daher die Nutzung der untersuchten Fläche (z. B. Wohngebiet, Kinderspielfläche) (BACHMANN et al., 1999). Die Standorte von privat betriebenen Niederschlagswasserversickerungsanlagen befinden sich häufig in Gärten oder sonstigen dem Wohnen dienenden Flächen, öffentlich betriebene Versickerungsanlagen können unter Umständen auf Kinderspielflächen oder in Park- und Freizeitanlagen betrieben werden. Die entsprechenden Prüfwerte

(Wirkungspfad Boden-Mensch) nach der BBodSchV (1999) sind somit auch für die Böden der Versickerungsanlagen relevant.

Vorsorgewerte sind zum Schutz des Bodens im Hinblick auf dessen Multifunktionalität, konzipiert. Das BBodSchG (1998) fordert hier eine Verhältnismäßigkeit in Bezug auf die Nutzung des Grundstücks. Inwieweit Vorsorgewerte für Versickerungsanlagen Gültigkeit haben, kann von den Autoren zum bisherigen Zeitpunkt nicht beantwortet werden.

5.2.3.1 Verdacht auf Entstehung einer schädlichen Bodenveränderung

Die im Fall des Verdachtes auf eine schädliche Bodenveränderung vorgesehene Untersuchung nach der BBodSchV (1999) sieht für den Wirkungspfad Boden-Mensch eine zu beprobende Tiefe von 0-10 cm vor. Die BBodSchV (1999) gibt für Cadmium und Blei folgende Prüfwerte an:

Tab. 5.3: Prüfwerte der Metalle Cadmium und Blei nach der BBodSchV (1999).

Nutzung	Kinderspielflächen	Wohngebiete	Park- und Freizeitanlagen	Industrie- und Gewerbeflächen
	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Cadmium	10	20	50	60
Blei	200	400	1.000	2.000

Abschätzung der Betriebsdauer von Versickerungsanlagen bis zum Erreichen der Prüfwerte

Auf der Grundlage folgender Annahmen wurde der Zeitraum abgeschätzt, in dem die untersuchten Versickerungsanlagen aufgrund des Schwermetalleintrags durch zugeführtes Niederschlagswasser die oben genannten Prüfwerte erreichen:

- Der angenommene jährliche Schwermetalleintrag errechnet sich aus der Differenz der Gehalte der entsprechenden Schichten der Böden von Versickerungsanlagen und der Referenzböden und dem Alter der Anlagen.
- Der nach a) ermittelte Eintrag bleibt in den betrachteten Zeiträumen gleich. Hier stellt sich die Frage, inwieweit der Rückgang der Bleibelastung durch Immissionen in den letzten Jahren zu berücksichtigen ist? Anhand der Jahresmittelwerte für Blei im Schwebstaub (LUA, 2000) kann eine Tendenz für die zu erwartenden Immissionen abgeleitet werden. Die älteste untersuchte Versickerungsanlage ging 1992 in Betrieb. In den Jahren 1992-1994 lag der mittlere Bleigehalt des Schwebstaubs im Rhein-Ruhr-Gebiet bei $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in den Jahren 1995-1999 lag der Bleigehalt des Schwebstaubs im Mittel bei $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$, weist aber eine leicht abnehmende Tendenz auf. Jedoch stammt der Eintrag von Blei in Versickerungsanlagen vermutlich nicht nur aus der Immissionsbelastung sondern auch aus anderen Quellen, wie z. B. bleihaltigen Dachmaterialien. Die von LUA (2000) veröffentlichten Bleigehalte im Schwebstaub lassen keine Rückschlüsse auf die tatsächlichen Bleiimmissionen zu und der nach a) ermittelte Eintrag von Pb in die untersuchten Versickerungsanla-

gen stammt zu einem nicht bekannten Anteil aus Immissionen. Für die Abschätzung der oben genannten Betriebszeiträume ist eine Berücksichtigung der leicht verminderten Bleiimmissionen seit 1995 somit nicht möglich.

Vor 1995 in Betrieb gegangen sind die Anlagen an den Standorten 42, 54 und 58a-c. An den Standorten 42, 58b und 58c wurde keine, für den Standort 58a eine sehr geringe Bleianreicherung nachgewiesen, an Standort 54 ist der Prüfwert für Blei bereits erreicht. Eine Berücksichtigung der zu erwartenden geringeren Bleiimmissionen ist für die genannten Anlagen somit nicht sinnvoll.

- c) Die Abschätzung berücksichtigt die Tiefen 0-10 cm sowie 0-5 cm.
- d) Die Bodeneigenschaften der betrachteten Schichten bleiben während der berechneten Zeiträume gleich, dies gilt insbesondere für das Cadmium- und Blei-Rückhaltevermögen.

Anhand der Differenz der Cadmium- und Bleigehalte (dMe , in mg/kg) zwischen den entsprechenden Schichten der Böden der Versickerungsanlagen und der Referenzböden ($Me(REF)$, in mg/kg) und dem Alter der Anlagen (t_A , in a) kann nun hochgerechnet werden in welchem Zeitraum (t , in a) die jeweilige Versickerungsanlage aufgrund des Schwermetalleintrags die oben genannten Prüfwerte ($Me(PW)$, in mg/kg) erreicht (Formel 3). Für die Berechnung der Tiefe 0-10 cm wurden die jeweiligen gemessenen Elementwerte aus dem Königswasseraufschluss der Tiefen 0-5 cm und 5-10 cm gemittelt.

$$t = \frac{Me(PW) - Me(REF)}{\left(\frac{dMe}{t_A}\right)} [a] \quad (3)$$

Die Ergebnisse dieser Abschätzung zeigt Tabelle 5.4. Fett (blau) markiert sind die Zeiträume, die eine Betriebsdauer von 30 Jahren (entspricht einer Generation) bis zum Erreichen der Prüfwerte unterschreiten. Grau hinterlegt (bzw. rot markiert) sind die Zeiträume, die innerhalb von 10 Jahren die Prüfwerte erreichen. Es wurde die in der Bundesbodenschutzverordnung zugrundegelegte Beprobung der Tiefe 0-10 cm, darüber hinaus die Tiefe 0-5 cm berücksichtigt. Des Weiteren wurden die Zeiträume unter der Annahme abgeschätzt, dass sich alle Anlagen in Wohngebieten befänden, um von einem einheitlichen Prüfwert ausgehen zu können. Für manche Standorte wurde der Eintrag von Blei unter der Annahme hochgerechnet, dass die Anlage auf einem unbelasteten Boden errichtet wurde. Statt $Me(REF)$ wurde hier ein Pb-Gehalt von 4,2 mg/kg angenommen. Dieser Wert entspricht dem mittleren Gesamtgehalt an Blei im mineralischen Oberboden für den Landschaftsraum „Herforder Hügelland“. Im Vergleich zu den anderen Landschaftsräumen in NRW ist dies die geringste Hintergrundbelastung (vgl. HORNBERG, 1996). In der Praxis bedeutet dies, dass in der Bauphase der Versickerungsanlage kein natürlicher Boden aus NRW verwendet werden kann, der eine noch geringere Ausgangsbelastung als 4,2 mg Pb/kg besitzt.

Tab. 5.4: Betriebs-Zeiträume in Jahren der untersuchten Versickerungsanlagen bis zum Erreichen der Prüfwerte nach der BBodSchV (1999) für die Elemente Cadmium und Blei. Für Situation 1 gelten die Prüfwerte der realen Nutzung sowie der gemessene Referenzwert als Ausgangsbelastung. Szenarium 2 beschreibt den Zeitraum bis zum Erreichen der Prüfwerte, die für Wohngebiete gültig sind; der Referenzwert definiert hier die Ausgangsbelastung. Für Szenarium 3 gilt die reale Nutzung sowie ein unbelasteter Ausgangswert von 4,2 mg Pb/kg.

Nr.	Raumstruktur	Derzeitige Nutzung	A _{red} /A _v	Situation 1 Prüfwert reale Nutzung				Szenarium 2 Prüfwert Wohngebiet				Szenarium 3	
				0-10 cm		0-5 cm		0-10 cm		0-5 cm		Prüfwert reale Nutzung & keine Hintergrundbelastung	
				Cd (a)	Pb (a)	Cd (a)	Pb (a)	Cd (a)	Pb (a)	Cd (a)	Pb (a)	Pb (a)	Pb (a)
3	BAL ¹	Wohngebiet	7:1	390	9,5	410	5	390	9,5	410	5	10	5,5
6	BAL	Wohngebiet	15:1	330	2	>500	1,5	330	2	>500	1,5	3	2
42	BAL	Sportanlage	10:1	>500	k.A.	>500	k.A.	>500	k.A.	490	k.A.	n.b.	n.b.
44	BAL	Gewerbegebiet	3:1	>500	420	>500	220	>500	77	>500	42	n.b.	n.b.
44a	BAL	Gewerbegebiet	3:1	k.A. ⁵	>500	k.A.	>500	k.A.	470	k.A.	290	n.b.	n.b.
45	BAL	Kinderspielfläche	8:1	180	19,5	400	7,5	380	62	>500	25	42	17
46	BAL	Wohngebiet	5:1	40 ⁶	5,5 ⁶	40 ⁶	5,5 ⁶	40 ⁶	5,5 ⁶	40 ⁶	5,5 ⁶	6 ⁶	6 ⁶
65	BAL	Wohngebiet	29:1	280	30	190	13	280	30	190	13	61	30
79	BAL	Wohngebiet	2:1	k.A.	6	k.A.	4	k.A.	6	k.A.	4	8	5,5
47(1)	BRZ ²	Gewerbegebiet	12:1	>500	>500	>500	380	>500	100	250	73	n.b.	n.b.
47(2)	BRZ	Gewerbegebiet	12:1	k.A.	>500	k.A.	>500	k.A.	>500	k.A.	410	n.b.	n.b.
47a	BRZ	Gewerbegebiet	13:1	---	>500	---	>500	---	200	---	200	n.b.	n.b.
54	BRZ	Wohngebiet	3:1	k.A.	7,5	k.A.	3	k.A.	7,5	k.A.	3	25	10
57	MIZ ⁴	Kinderspielfläche	n.b.	k.A.	---	k.A.	---	k.A.	---	k.A.	---	n.b.	n.b.
75	MIZ	Gewerbegebiet	48:1	290	280	140	160	100	56	48	30	n.b.	n.b.
75(Einl.)	MIZ	Gewerbegebiet	48:1	>500	>500	500	470	340	250	170	90	n.b.	n.b.
55	LÄN ³	Wohngebiet	11:1	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	n.b.	n.b.
55a	LÄN	Kinderspielfläche	8:1	k.A.	150	k.A.	130	k.A.	320	k.A.	270	n.b.	n.b.
58a	LÄN	Wohngebiet	6:1	k.A.	>500	k.A.	>500	k.A.	>500	k.A.	>500	n.b.	n.b.
58b	LÄN	Wohngebiet	7:1	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	n.b.	n.b.
58c	LÄN	Wohngebiet	6:1	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	n.b.	n.b.

¹Ballungskern; ²Baillungsrandzone; ³Ländliches Gebiet; ⁴Mittelzentrum; ⁵keine Anreicherung nachweisbar; ⁶Tiefe +10-0 cm; ⁷Tiefe 5-10 cm.

Cadmium

Die abgeschätzten Zeiträume (Tabelle 5.4) bis zum Erreichen des Prüfwertes für Cadmium sind für die hier ausgewerteten Anlagen unerheblich. Außer in einem Fall zeigen die Abschätzungen, dass die entsprechenden Prüfwerte erst nach über 100 Jahren erreicht werden, bzw. dass eine Anreicherung zum jetzigen Zeitpunkt nicht nachweisbar ist. Cadmium bleibt daher im Szenarium 3 unberücksichtigt.

An Standort 46 erreicht Cadmium den Prüfwert für Wohngebiete bereits nach 40 Jahren in der Schotterauflage der Mulde. Diese weist aber nur einen Feinbodenanteil von 5 % auf, in dem sich die eingetragenen Metalle anreichern können, so dass dieser Wert nicht als repräsentativ gelten kann.

Blei

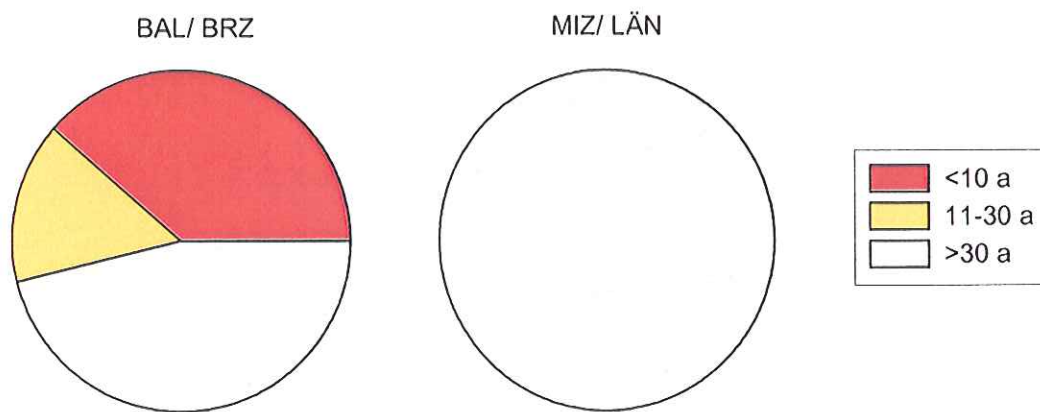


Abb. 5.4: Abgeschätzte Laufzeiten der untersuchten Versickerungsanlagen in den Ballungskernen und Ballungsrandzonen (n=13) sowie den Mittelzentren und ländlichen Gebieten (n=7) bis zum Erreichen des Blei-Prüfwertes für die reale Nutzung der Anlagen in der Tiefe 0-10 cm, bei realer Vorbelastung des Bodens.

Wie in Tabelle 5.4 und Abbildung 5.4 dargestellt, ergibt sich für den Bleieintrag eine vollkommen andere Situation. Fünf der insgesamt zwanzig auswertbaren Versickerungsanlagen erreichen den Blei-Prüfwert der BBodSchV innerhalb von 10 Jahren, weitere zwei Anlagen innerhalb von 30 Jahren. Für die betrachtete Tiefe 0-5 cm gilt (siehe Tabelle 5.4): sechs der dargestellten Anlagen erreichen den Bleiprüfwert innerhalb von 10 Jahren, eine weitere Anlage nach 13 Jahren. Für die maßgebliche Tiefe 0-10 cm ist der kürzeste Zeitraum 2 Jahre.

Unter der Annahme, dass für alle Anlagen der Prüfwert für Wohngebiete gälte, erreichen jeweils fünf der zwanzig Anlagen in 0-5 cm sowie 0-10 cm Tiefe den entsprechenden Prüfwert innerhalb von 10 Jahren. Innerhalb von 30 Jahren sind es insgesamt sechs Anlagen in 0-10 cm Tiefe, in 0-5 cm Tiefe wären es acht Anlagen (siehe Abbildung 5.5 sowie Tabelle 5.4).

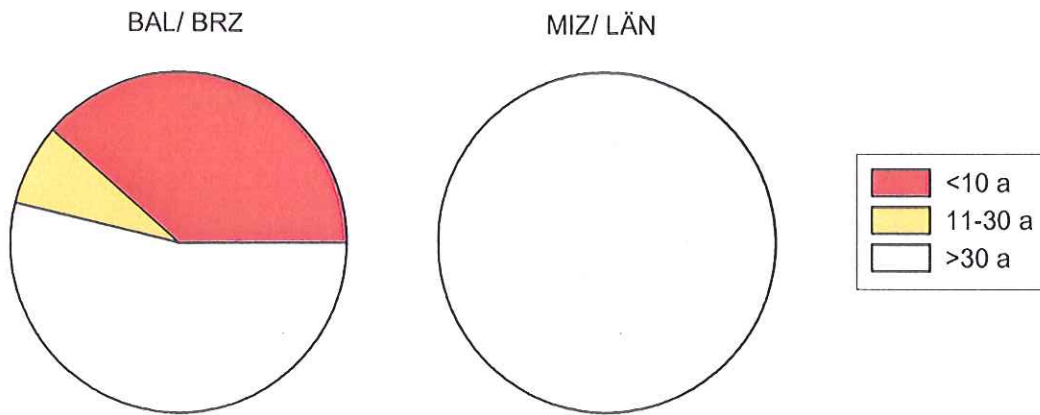


Abb. 5.5: Abgeschätzte Laufzeiten der untersuchten Versickerungsanlagen in den Ballungskernen und Ballungsrandzonen (n=13) sowie den Mittelzentren und ländlichen Gebieten (n=7) bis zum Erreichen des Blei-Prüfwertes für Wohngebiete in der Tiefe 0-10 cm, bei realer Vorbelastung des Bodens.

Wäre, wie in Szenarium 3 (Tabelle 5.4) angenommen, der Boden vor Inbetriebnahme der Versickerungsanlage durch Bodenmaterial ausgetauscht worden, das eine geringe Ausgangsbelastung von 4,2 mg Pb/kg aufweist, ergäbe sich folgende, nur wenig günstigere, Situation: vier, bzw. fünf der insgesamt ausgewerteten 20 Anlagen erreichen den entsprechenden Prüfwert in 0-10 cm Tiefe innerhalb von 10, bzw. 30 Jahren (siehe auch Abbildung 5.6). In 0-5 cm Tiefe sind es fünf, bzw. sieben der untersuchten Anlagen, die den entsprechenden Prüfwert innerhalb von 10, bzw. 30 Jahren erreichen.

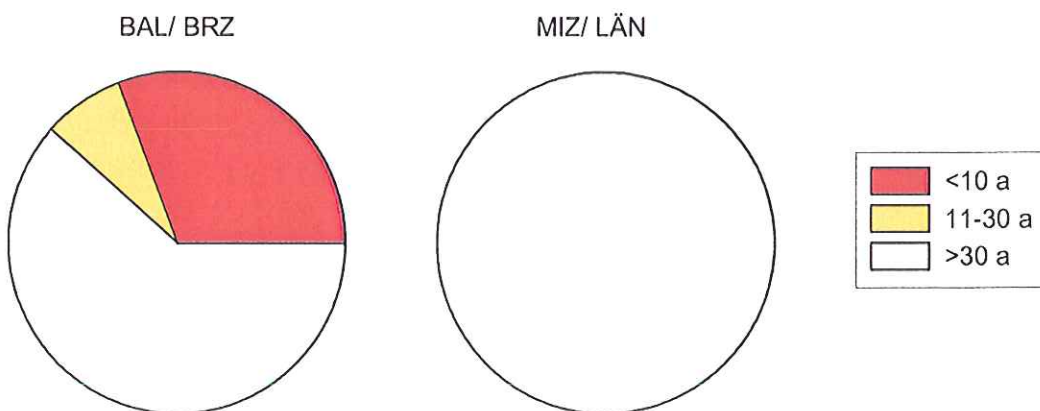


Abb. 5.6: Abgeschätzte Laufzeiten der untersuchten Versickerungsanlagen in den Ballungskernen und Ballungsrandzonen (n=13) sowie den Mittelzentren und ländlichen Gebieten (n=7) bis zum Erreichen des Blei-Prüfwertes für die reale Nutzung der Anlagen in der Tiefe 0-10 cm, bei einer Vorbelastung des Bodens von 4,2 mgPb/kg.

Eine Erhöhung der Laufzeit bis zum Erreichen der Blei-Prüfwerte durch den Austausch des ursprünglich an Ort und Stelle befindlichen Bodens mit gering belastetem, standortfremdem Material ist somit nicht sinnvoll!
Die untersuchten Anlagen, deren abgeschätzten Laufzeiten unter realer Vorbelastung weniger als 10 Jahre beträgt bis der Pb-Prüfwert erreicht ist,

erhöhen ihre Laufzeit durch eine solche Maßnahme um 0,5 bis 2 Jahre, mit einer Ausnahme, hier sind es 17½ Jahre. Um eine Gefährdung des Bodens durch die Versickerung von Niederschlagswasser zu verringern, muss vielmehr der Eintrag von Blei vermindert werden.

Die untersuchten Versickerungsanlagen, die für die oben berechneten Szenarien den Blei-Prüfwert innerhalb von 10, bzw. 30 Jahren erreichen, weisen ein Anschlussverhältnis A_{red}/A_v von 2:1 bis 29:1 auf. Die anderen oben aufgeführten Anlagen schwanken zwischen 3:1 und 48:1.

Ein kleines Anschlussverhältnis ist also kein Garant für längere Laufzeiten, bis der Prüfwert für Blei im Boden erreicht wird. Vielmehr sollte der Schwermetall-Eintrag in Versickerungsanlagen vermindert werden.

Anzumerken ist noch, dass die Standorte der untersuchten Versickerungsanlagen, die innerhalb von 10, bzw. 30 Jahren den Prüfwert für Blei erreichen, fast alle in Ballungskernen liegen. Nur eine dieser Anlagen befindet sich in einer Ballungsrandzone. Wie die Abbildungen 5.4, 5.5 und 5.6 zeigen, erreicht keine der untersuchten Anlagen der Mittelzentren oder ländlichen Gebiete den Bleiprüfwert innerhalb von 30 Jahren. Es sollte jedoch nicht davon ausgegangen werden, dass dies generell für entsprechende Gebiete gültig ist, da der Untersuchungsumfang in diesem Bereich nur 7 Standorte beinhaltet.

Ergebnisse aus der Literatur

GROTEHUSMANN (1995) simulierte die Anreicherung von Schwermetallen in einem Versickerungsbecken für den Zeitraum von 14 und 28 Jahren unter Zuhilfenahme des Programms LEACHP. Tabelle 5.5 zeigt die Ausgangsbedingungen, den angenommenen Schwermetalleintrag sowie die berechneten Werte für die Tiefe 0-20 cm. Über das zu Grunde gelegte Anschlussverhältnis sind keine Angaben zu finden.

Tab. 5.5: Ausgangsbedingungen und Ergebnisse der Langzeitsimulation zur Anreicherung der Elemente Cd, Zn, Cu und Pb in einem Niederschlagswasser-Versickerungsbecken (nach GROTEHUSMANN, 1995)

		Cd	Zn	Cu	Pb
Vorbelastung des Bodens (0-20 cm)	(mg/kg)	ca.0,05	ca. 10	<0,5	<0,2
Angen. Konzentration des zugeführten Wassers	(mg/l)	0,02	1,95	0,38	0,98
Konzentration nach 14 Jahren (0-20 cm)	(mg/kg)	15,9	228	596	1554
Konzentration nach 28 Jahren (0-20 cm)	(mg/kg)	22,1	253	1174	3108

Nach dieser Simulation wäre eine Überschreitung des Cadmiumprüfwertes (Wohngebiet) der BBodSchV (1999) von 20 mg/kg in der dargestellten Tiefe innerhalb von 28 Jahren erreicht. Der Prüfwert von Blei für Wohngebiete (400 mg/kg) ist bereits nach 14 Jahren um das fast 4fache überschritten. Die Vorsorgewerte der BBodSchV für lehmige und schluffige Böden (Zn=150 mg/kg und Cu=40 mg/kg) werden innerhalb von 14

Jahren erreicht. Dazu muss darauf hingewiesen werden, dass die angenommenen Cadmium- und Bleikonzentrationen des zugeführten Niederschlagswassers weit über den in Kapitel 4.2.3 angegebenen Schwermetallkonzentrationen von Straßen- und Dachabflüssen liegen. Der in Kapitel 5.2.1.1 berechnete mittlere Eintrag an Cd und Pb in die Böden von Versickerungsanlagen pro zugeführtem Liter Niederschlagswasser liegt ebenfalls weit unter den von GROTEHUSMANN (1995) angenommenen Werten. Zink und Kupfer liegen dagegen im Rahmen der oben genannten Literaturangaben und berechneten Einträgen.

BOLLER und HÄFLINGER (1996) berechneten die Belastung von Oberböden durch die Muldenversickerung unter folgenden Bedingungen:

Tab. 5.6: Ausgangsbedingungen und Berechnung der Bodenbelastung in 0-20 cm Tiefe durch Muldenversickerung (nach BOLLER und HÄFLINGER, 1996).

		Cd	Cu	Pb	Zn
Hintergrundbelastung (0-20 cm)	mg/kg TS	0,38	33	48	81
Dachabfluss	mg/kg TS, a	0,02	11,2	7,4	23,5
Straßenabfluss	mg/kg TS, a	0,10	5,2	10,0	23,0
VSBo ¹ , Richtwerte	mg/kg TS	0,8	50	50	200
Zeit bis VSBo erreicht, Dach	a	21	1,5	0,3	5,1
Zeit bis VSBo erreicht, Strasse	a	4,2	3,3	ca. 0	5,2

¹Richtwerte der Verordnung über Schadstoffe im Boden, Schweiz

Die von BOLLER und HÄFLINGER (1996) benutzten Richtwerte für Cd und Pb liegen wesentlich tiefer, als die entsprechenden Prüfwerte der BBodSchV (1999). Ein Vergleich mit den oben ermittelten Zeiträumen ist daher schwierig. Dennoch wird auch hier deutlich, dass die Richtwerte für Blei sehr viel schneller erreicht werden, als die Richtwerte für Cadmium.

STOTZ und KRAUTH (1998) berechneten den Zeitraum bis zum Erreichen unterschiedlicher Richt- oder Prüfwerte in einer 30 cm mächtigen Bodenschicht für Versickerungsanlagen mit unterschiedlichen Anschlussverhältnissen (A_{red}/A_v). Es lässt sich der Publikation leider nicht entnehmen, welche Schwermetallkonzentrationen im zugeführten Niederschlagswasser angenommen wurden. Die Bodenrichtwerte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft „Stufe 1“ werden den Berechnungen zufolge in folgenden Zeiträumen erreicht:

Tab. 5.7: Berechneter Zeitraum bis zum Erreichen der bayrischen PW „Stufe 1“, unter Berücksichtigung des Anschlussverhältnisses der Versickerungsanlage (nach STOTZ und KRAUTH, 1998).

	Cd (a)		Pb (a)		Zn (a)		Cu (a)	
A_{red}/A_v	1:1	10:1	1:1	10:1	1:1	10:1	1:1	10:1
Dach (ohne Zn/Cu), urbaner Raum	736	180	267	48	634	165	458	125
Dach (ohne Zn/Cu), ländlicher Raum	1488	205	435	52	1686	197	1364	152
Dach (mit Zn/Cu), urbaner Raum	---	---	---	---	113	13	41	4
Dach (mit Zn/Cu), ländlicher Raum	---	---	---	---	127	13	44	4
Strasse, >10000 Kfz/d, urbaner Raum	402	59	127	16	382	61	254	39

Die Ergebnisse der Berechnungen von STOTZ und KRAUTH (1998) zeigen den Einfluss des Anschlussverhältnisses auf den Zeitraum bis zum Erreichen der bayrischen Prüfwerte „Stufe 1“. Ist $A_{red}/A_v=1:1$ werden Zeiträume von 40 bis über 1.000 Jahren erreicht. Ist $A_{red}/A_v=10:1$ sind die Zeiträume jedoch erheblich kürzer.

Für die von STOTZ und KRAUTH (1998) berechneten Zeiträume ließ sich leider die Höhe des zugrundegelegten bayrischen PWs nicht ermitteln, so dass ein direkter Vergleich zu den Ergebnissen der in diesem Projekt untersuchten Versickerungsanlagen nicht möglich ist.

5.2.3.2 Zulässige zusätzliche Frachten

Werden die in der BBodSchV (1999) festgesetzten Vorsorgewerte von einem Schadstoff überschritten, so ist eine Zusatzbelastung des Bodens nur bis zur ebenfalls in der BBodSchV (1999) festgelegten Höhe an jährlichen Frachten des Schadstoffes zulässig. Werden die Böden mit naturbedingter oder großflächig siedlungsbedingter Belastung ausgenommen, sind für die Metalle Cadmium, Blei, Zink und Kupfer folgende Vorsorgewerte und zulässige jährliche Frachten angegeben:

Tab. 5.8: Vorsorgewerte und zulässige zusätzliche jährliche Frachten für die Metalle Cadmium, Blei, Zink und Kupfer nach der BBodSchV (1999).

	Vorsorgewert Bodenart Ton (mg/kg)	Vorsorgewert Bodenart Lehm/Schluff (mg/kg)	Vorsorgewert Bodenart Sand (mg/kg)	Zulässige jährliche Frachten (g/ha*a)
Cadmium	1,5	1	0,4	6
Blei	100	70	40	400
Zink	200	150	60	1.200
Kupfer	60	40	20	360

Im Anhang sind die gemessenen königswasserextrahierbaren Metallgehalte der einzelnen Standorte aufgeführt. Markiert sind die Werte, die über dem jeweils geltenden Vorsorgewert der BBodSchV liegen. Von den 29 untersuchten Versickerungsanlagen überschreitet zum Zeitpunkt der Probennahme folgende Anzahl an Anlagen bereits die jeweiligen Vorsorgewerte in der Tiefe 0-10 cm:

- Cadmium: 10
- Blei: 12
- Zink: 19
- Kupfer: 10.

In bezug auf Cadmium und Kupfer sind dies 34 % der untersuchten Anlagen, für Blei 41 % und für Zink 66 %. Das bedeutet, dass für zwei Drittel der Versickerungsanlagen die jährlich zulässige zusätzliche Fracht an Zink entscheidend sein könnte. Dies gilt für Cadmium und Kupfer in circa ein Drittel der untersuchten Anlagen.

Die in die untersuchten Versickerungsanlagen eingebrachten jährlichen Frachten an Cadmium, Blei, Zink und Kupfer ($F(\text{Me})$, in $\text{g/ha} \cdot \text{a}$) berechnen sich aus der Summe der positiven Differenzen der gemessenen Metallgehalte ($d\text{Me}$, in mg/kg) zwischen den entsprechenden Schichten der Versickerungsanlage und Referenzfläche, die mit der Tiefe (t , in dm) der entsprechenden Schicht, der Dichte des Bodens (d_B , in kg/dm^3) und dem Gewichtsanteil an Feinsubstanz (FS) multipliziert wurden, dividiert durch die bisherige Laufzeit der Anlagen (t_V , in a); multipliziert mit dem Faktor 1000 (Formel 4):

$$F(\text{Me}) = \frac{\sum(d\text{Me} \cdot t \cdot d_B \cdot \text{FS})}{t_V} \cdot 1000 \left[\frac{\text{g}}{\text{ha} \cdot \text{a}} \right] \quad (4)$$

Die jährlichen eingetragenen Frachten an Cadmium, Blei, Zink und Kupfer durch die Versickerung von Niederschlagswasser lassen sich für einige der untersuchten Anlagen nicht abschätzen. Zum Teil, weil die Metalle für die jeweilige Anlage nicht auswertbar sind und zum Teil, weil Angaben über die Anlagen fehlen.

Die Frachten, die sich abschätzen ließen, sind in Tabelle 5.9 aufgeführt. In Kapitel 5.2.3.1 wurde herausgearbeitet, dass sich der Eintrag von Schwermetallen in die untersuchten Regenwasserversickerungsanlagen vor allem darin unterscheidet, in welchem strukturellen Gebiet sich die Anlage befindet. In Tabelle 5.9 sind die Standorte daher nach ihrer Raumstruktur sortiert.

Fett (blau) markiert sind in Tabelle 5.9 die nach Formel 4 abgeschätzten Frachten, die größer sind, als die in Tabelle 5.8 genannten zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten. Es ist zu erkennen, dass die oben genannten Werte fast immer überschritten werden, sobald Einträge der entsprechenden Metalle in die untersuchten Versickerungsanlagen nachweisbar sind.

Im Einzelfall wäre bei Überschreitung des Vorsorgewerts die naturbedingten oder großflächig siedlungsbedingten Vorbelastungen zu berücksichtigen. Werden anhand der Referenzproben Hinweise auf eine solche Vorbelastung ermittelt, so ist dies für die meisten, in den Ballungskernen gelegenen untersuchten Anlagen der Fall. Hier liegt der Schadstoffgehalt der Referenzproben häufig über den oben genannten Vorsorgewerten (siehe Anhang). Die Referenzproben der untersuchten Anlagen in den Ballungsrandzonen, Mittelzentren und ländlichen Gebieten liegen jedoch nur in einem Fall (Standort 54) über den Vorsorgewerten gemäß BBodSchV (1999) (siehe Anhang). Die untersuchten Anlagen in solch strukturierten Räumen können also vermutlich nicht als naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt vorbelastet gelten.

Tab. 5.9: Jährliche Frachten an Cadmium, Blei, Zink und Kupfer in die Versickerungsanlagen einiger untersuchter Standorte mit dem Hinweis, ob der Vorsorgewert des jeweiligen Metalls der BBodSchV (1999) in den Böden der Anlagen bereits überschritten ist.

Nr.	Nutzung	Cadmium		Blei		Zink		Kupfer	
		>VW ¹	F(Cd) g/ha*a	>VW	F(Pb) kg/ha*a	>VW	F(Zn) kg/ha*a	>VW	F(Cu) kg/ha*a
Ballungskern									
3	Wohngebiet	+	123	+	66,8	+	313	+	13,0
6	Wohngebiet	+	90,2	+	222	+	120	-	4,50
42	Sportanlage	+	5,4	-	n.n.	+	n.n.	-	n.n.
43	Wohngebiet	-	xx ²	+	xx	+	39,5	+	xx
43a	Wohngebiet	-	xx	+	xx	+	11,7	+	xx
44a	Gewerbegebiet	-	n.n.	-	1,08	+	234	-	1,45
45	Kinderspielfläche	+	104	+	22,6	+	n.n.	+	n.n.
46	Wohngebiet	+	38,2	+	3,45	+	2,83	+	29,0
65	Wohngebiet	+	249	+	24,9	+	n.n.	+	n.n.
79	Wohngebiet	+	n.n.	+	53,3	+	170	-	n.n.
Ballungsrandzone									
47(1)	Gewerbegebiet	-	56,5	-	5,40	-	6,49	-	3,11
47(2)	Gewerbegebiet	-	n.n.	-	0,70	-	7,18	+	11,1
47a	Gewerbegebiet	-	xx	-	9,55	+	19,2	+	19,1
54	Wohngebiet	+	n.n.	+	26,5	+	146	+	24,0
Mittelzentrum									
57	Kinderspielfläche	-	n.n.	+	xx	+	?	+	xx
75	Gewerbegebiet	-	297	-	10,1	+	302	-	11,4
75(Einl.)	Gewerbegebiet	-	85,3	-	0,58	+	59,1	-	3,05
Ländliches Gebiet									
55	Wohngebiet	-	n.n.	-	n.n.	-	1,72	-	0,48
55a	Kinderspielfläche	-	n.n.	-	2,34	-	10,4	-	1,72
58a	Wohngebiet	-	n.n.	-	0,50	-	2,31	-	n.n.
58b	Wohngebiet	-	n.n.	-	n.n.	-	n.n.	-	0,89
58c	Wohngebiet	-	n.n.	-	n.n.	-	1,18	-	n.n.

¹>VW: Jeweiliger Vorsorgewert der BBodSchV ist überschritten: +, wird nicht erreicht: -, ²nicht auswertbar.

Grau hinterlegt sind jene Metalle, die sowohl der VW als auch die zulässige zusätzliche jährliche Fracht gemäß BBodSchV (1999) überschreitet.

Beeinträchtigen Niederschlagswasserversickerungsanlagen die Multifunktionalität der Böden, findet also der Vorsorgewert Anwendung und gilt die Vorbelastung als nicht großflächig siedlungsbedingt, so könnte in den Ballungskernen nur die Anlage auf dem Sportplatz an Standort 42 betrieben werden ohne dass die Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Alle anderen oben angeführten Anlagen in Ballungskernen überschreiten für wenigstens ein Metall den Vorsorgewert gemäß BBodSchV und gleichzeitig die zulässige zusätzliche jährliche Fracht der BBodSchV des entsprechenden Metalls (siehe Tabelle 5.9, grau hinterlegte Markierung)! Das gleiche gilt für die untersuchten Anlagen in den Ballungsrandzonen und Mittelzentren. Das heißt, dass die untersuchten Anlagen in diesen Raumstrukturen, bis auf eine Ausnahme, Grund zur Besorgnis der Entstehung einer schädlichen Bodenveränderung gäben.

Ausnahme wäre hier der aufgeführte Standort 47(1), dieser befindet sich jedoch in der gleichen Mulde wie Standort 47(2), beprobt wurde hier lediglich der Boden in der Nähe eines zweiten Dachwassereinlaufs.

Lediglich die untersuchten **Standorte in den ländlichen Gebieten unterschreiten die jeweiligen Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) der untersuchten Metalle**. Für diese Böden wären somit auch keine zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten vorgesehen.

5.2.4 Zusammenfassende Bewertung

Die Untersuchung von Versickerungsanlagen im Hinblick auf eine Anreicherung von Schwermetallen und eine Verminderung des pH-Wertes ergab für die Hälfte der ausgewerteten Standorte eine Anreicherung von Cadmium, 70 % der auswertbaren Anlagen reichern Kupfer an und ≥ 80 % Blei und Zink. Zwei Drittel der Anlagen weisen einen verringerten pH-Wert auf. Die Anreicherung von Cadmium, Blei und Zink der untersuchten Anlagen ist in der Regel in Ballungskernen oder Ballungsrandzonen höher als in den ländlichen Gebieten. Für Kupfer kann diese Tendenz nicht bestätigt werden. Werden Metalle in Dachmaterialien verwandt, so tragen auch diese zur Aufkonzentration der entsprechenden Metalle in den untersuchten Böden der Versickerungsanlagen bei.

Die abgeschätzten Zeiträume, in denen die Versickerung von Niederschlagswasser zu einer Anreicherung von Schwermetallen in Höhe der Prüfwerte gemäß BBodSchV (1999) führen kann, sind für Cadmium meist so hoch, dass sie vermutlich über der Betriebsdauer von Versickerungsanlagen liegen. Problematischer ist die Situation für Blei. Zirka ein Viertel der ausgewerteten Anlagen erreichen den Prüfwert für Blei gemäß BBodSchV (1999) bei gleichbleibenden Bedingungen innerhalb von 10 Jahren. Innerhalb von 30 Jahren sind es etwa ein Drittel der untersuchten Anlagen.

Die zulässige zusätzliche jährliche Fracht der Metalle Cadmium, Blei, Zink und Kupfer, definiert nach der BBodSchV, ist fast immer dann überschritten, sobald ein Eintrag dieser Metalle in die untersuchten Versickerungsanlagen aus den entsprechenden Anreicherungen im Boden abgeleitet werden kann. Relevant kann dies für die beprobten Anlagen der Ballungskerne, Ballungsrandzonen sowie der Mittelzentren sein, da hier jeweils mindestens ein entsprechender Vorsorgewert überschritten wird.

5.3 Ergebnisse der untersuchten Dachablaufwässer

5.3.1 Eigenschaften der flüssigen Phase

Tabelle 5.10 enthält die mittleren Schwermetallkonzentrationen sowie den mittleren pH-Wert der untersuchten Dachablaufwässer (ohne Feststoffe), deren Standardabweichung und Varianzkoeffizienten. Die Schwankungsbreite der gemessenen Schwermetallwerte ist zum Teil beträchtlich. Vor allem für Cadmium, hier liegt der Varianzkoeffizient bei 1,3 bis 2,0. Das heißt die Standardabweichung ist bis zum zweifachen höher als der Mittelwert. Untersuchungen, wie zum Beispiel von ROHBOCK (1985) zeigen, dass bereits die Konzentrationen im Niederschlagswasser stark variieren. ROHBOCK (1985) führt dies auf unterschiedlich stark belastete Luftmassen, die in den Niederschlagsprozess einbezogen werden und vor allem auf die insgesamt gefallene Niederschlagsmenge zurück. Nach anfänglich hohen Konzentrationen fallen diese im Verlauf des Niederschlags auf einen konstanten Wert ab. Des Weiteren ist ein jahreszeitlicher Verlauf zu erkennen.

Die gemessenen pH-Werte der einzelnen Standorte liegen nah beieinander, die Varianzkoeffizienten sind jeweils kleiner als 0,1 und somit sehr gering.

Tab. 5.10: Mittlere gelöste Schwermetallkonzentrationen und mittlerer pH-Wert der Abläufe der untersuchten Dächer, mit Standardabweichung und Varianzkoeffizient.

Dachmaterial	Kupferblech	Kupferblech	Kupferblech	Blei-blech	Zinkblech	Beton-Ziegel
Alter des Daches (a)	1	5	50	25	4	20
Standort	Essen	Dortmund	Paderborn	Paderborn	Dortmund	Gelsenkirchen
Cadmium						
Mittelwert ($\mu\text{g/l}$)	5,13	1,87	0,40	0,83	0,67	1,67
Standardabw. ($\mu\text{g/l}$)	8,00	3,38	0,80	1,07	0,94	2,17
Varianzkoeffizient	1,6	1,8	2,0	1,3	1,4	1,3
Blei						
Mittelwert (mg/l)	0,01	0,01	0,10	1,50	0,01	0,01
Standardabw. (mg/l)	0,01	0,01	0,05	0,47	0,01	0,02
Varianzkoeffizient	1,4	1,5	0,5	0,3	1,0	1,6
Zink						
Mittelwert (mg/l)	0,15	0,06	0,20	0,07	6,85	3,07
Standardabw. (mg/l)	0,20	0,05	0,13	0,05	1,14	1,57
Varianzkoeffizient	1,4	0,8	0,6	0,7	0,2	0,5
Kupfer						
Mittelwert (mg/l)	5,12	1,34	3,40	0,19	0,06	0,07
Standardabw. (mg/l)	4,11	1,27	2,29	0,06	0,04	0,06
Varianzkoeffizient	0,8	0,9	0,7	0,3	0,7	0,9
pH-Wert						
Mittelwert	6,2	6,4	6,2	6,0	6,4	6,7
Standardabw.	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2
Varianzkoeffizient	0,05	0,05	0,04	0,03	0,01	0,03

Fett (blau) gekennzeichnete Werte liegen über den jeweiligen Grenz- oder Richtwerten der TrinkwV (1993).

Die Trinkwasserverordnung (Fassung vom 26.02.1993) gibt folgende Grenz- (GW) und Richtwerte (RW) an:

- Cadmium (GW) 5 µg/l
- Blei (GW) 0,04 mg/l
- Zink (RW) 5 mg/l
- Kupfer (RW) 3 mg/l
- pH-Wert (GW) 6,5-9,5

Werden die in Tabelle 5.10 aufgeführten mittleren Werte der untersuchten Dachablaufwässer mit den Grenz- und Richtwerten der TrinkwV (1993) verglichen, zeigt sich, dass diese meist eingehalten werden. Der Grenzwert für Cadmium wird vom Ablauf des neuen Kupferdaches in Essen überschritten. Die Bleikonzentration des Bleidaches in Paderborn liegt beträchtlich über dem Grenzwert der TrinkwV (1993), die des Kupferdaches in Paderborn ebenso. Der Richtwert für Zink wird durch das Ablaufwasser des Zinkdachs überschritten, der Kupferrichtwert durch zwei der untersuchten Kupferdächer.

Eine Überschreitung der oben genannten Grenz- und Richtwerte im untersuchten Dachablaufwasser wird also meistens durch das entsprechende Metall im Material der Dachabdeckung bestimmt.

Der pH-Wert der untersuchten Dachablaufwässer liegt meist knapp unterhalb dem Grenzwert der TrinkwV (1993).

Verglichen mit den in Tabelle 4.6 (Kapitel 4.2.3) angegebenen Schwermetallkonzentrationen in Dachabläufen aus der Literatur ergibt sich ein erhöhter Cadmiumwert für das ein Jahr alte Kupferdach in Essen. Die anderen Cd-Werte der untersuchten Dächer liegen im Bereich der Angaben der in Tabelle 4.6 zitierten Autoren.

Auch die untersuchten Bleiwerte liegen im Bereich der Angaben aus der Literatur. Ausnahme bleibt hier der Bleidachablauf, dessen Pb-Konzentrationen um ein 10faches höher liegen als die Konzentrationsangaben aus der Literatur. Das gilt selbst für Literaturangaben über Dächer, bei denen Blei als Material verwendet wurde.

Die Zinkkonzentrationen der Kupferdächer und des Bleidachs entsprechen der Literaturangaben zu anderen Dächern ohne Zinkblecheinbau. Das Betonziegeldach mit Zinkdachrinne weist eine Zinkkonzentration auf, die im Bereich der Angaben von BULLERMANN et al. (1989) für ähnlich gedeckte Dächer liegt, aber die Angabe von BÜCHNER und OPFERMANN (1989) weit überschreitet. Die gemessenen Zinkkonzentrationen im Ablauf des Zinkdaches übersteigen die Angaben aus der Literatur.

Die mittleren Kupferkonzentrationen der untersuchten Kupferdächer liegen über den in der Literatur angegebenen Werten. Lediglich BÜCHNER und OPFERMANN (1989) fanden für Dächer mit Kupfermaterial höhere mittlere Werte als die Untersuchung des

Kupferblechdachs in Dortmund ergab. Die Kupferkonzentrationen der anderen untersuchten Dächer liegen im Bereich der Literaturangaben.

Einfluss des Dachmaterials

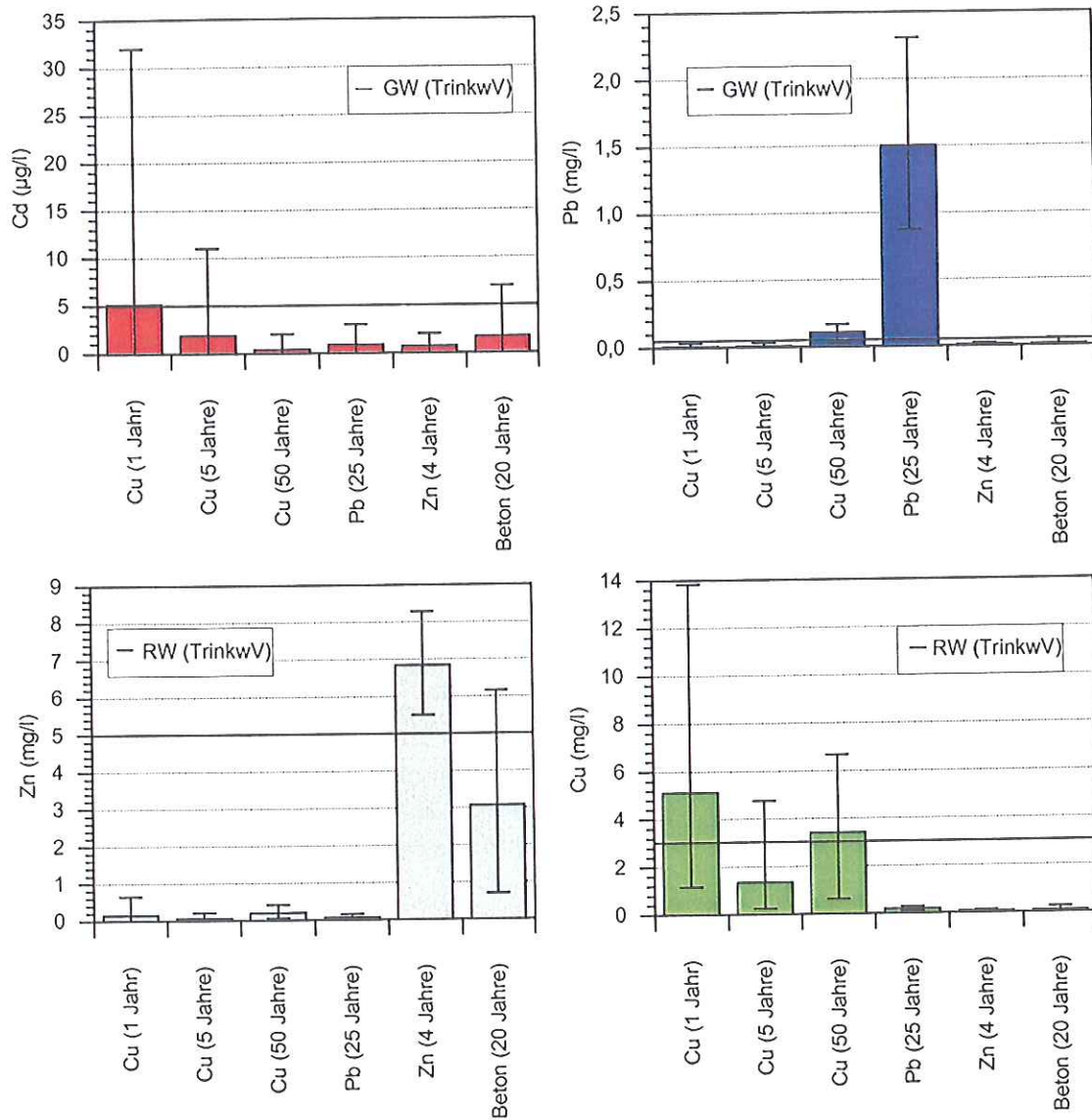


Abb. 5.7: Mittlere gelöste Cadmium-, Blei-, Zink- und Kupferkonzentrationen, einschließlich der jeweiligen Minimal- und Maximalwerte, der untersuchten Dachabflüsse. Die Bezeichnung setzt sich aus dem jeweiligen Dachmaterial sowie dem Alter der Dächer zusammen.

Abbildung 5.7 bestätigt, wie oben bereits angedeutet, die mittlere Schwermetallkonzentration der untersuchten Dachablaufwasser ist dann am höchsten, wenn das entsprechende Metall im Dachmaterial verwendet wurde. Dies gilt auch für das Material der Dachrinnen und Fallrohre, wie das Beispiel des Betonziegeldaches zeigt. Hier wurde Zinkblech eingesetzt. Die Zinkgehalte im Ablaufwasser sind im Vergleich zu den Kupfer- und Bleidächern höher.

Die mittleren pH-Werte des Dachablaufwassers liegen zwischen 6,0 und 6,7 (siehe Tabelle 5.10). Den höchsten pH-Wert weist der Abfluss des Betonziegeldaches auf. Dies wird auf die Pufferwirkung basischer Inhaltsstoffe im Dachmaterial zurückgeführt (HÜTTER, 1999).

5.3.2 Eigenschaften des Feststoffs im Dachablaufwasser

Tab. 5.11: Mittlere Schwermetallkonzentrationen des Feststoffs der untersuchten Dachablaufwässer, mit Standardabweichung und Varianzkoeffizient.

Dachmaterial	Kupferblech	Kupferblech	Kupferblech	Blei-blech	Zinkblech	Beton-Ziegel
Alter des Daches (a)	1	5	50	25	4	20
Standort	Essen	Dortmund	Paderborn	Paderborn	Dortmund	Gelsenkirchen
Cadmium						
Mittelwert (mg/kg)	7,5	6,1	23,8	8,7	2,6	8,8
Standardabw. (mg/kg)	8,9	4,7	39,0	9,4	0,2	10,6
Varianzkoeffizient	1,2	0,8	1,6	1,1	0,1	1,2
Blei						
Mittelwert (g/kg)	7,3	2,4	11,3	120,7	0,6	0,4
Standardabw. (g/kg)	24,2	1,8	14,7	134,5	0,1	0,8
Varianzkoeffizient	3,3	0,8	1,3	1,1	0,2	1,8
Zink						
Mittelwert (g/kg)	0,9	1,2	14,4	0,6	32,9	37,7
Standardabw. (g/kg)	4,3	1,1	17,0	0,5	15,9	37,0
Varianzkoeffizient	0,5	0,9	1,2	0,8	0,5	1,0
Kupfer						
Mittelwert (g/kg)	38,9	28,6	71,3	12,5	3,8	0,6
Standardabw. (g/kg)	52,3	21,8	31,2	13,7	3,8	1,0
Varianzkoeffizient	1,3	0,8	0,4	1,1	1,0	1,6

Die Standardabweichungen sowie die Varianzkoeffizienten der Schwermetallkonzentrationen der Feststofffraktion der untersuchten Dachablaufwässer weisen auf einen hohen Schwankungsbereich der Werte hin. Welche Kriterien für diese Variabilität verantwortlich sind, lässt sich an dieser Stelle nicht klären.

Abbildung 5.8 lässt erkennen, dass die Schwermetallkonzentrationen der Feststoffe der untersuchten Dachwässer in der Regel dann erhöht sind, wenn das Dach mit dem entsprechenden Material gedeckt wurde. Die höchste Bleikonzentration findet sich am Bleidach. Die höchsten Zinkkonzentrationen treten an den Dächern oder Dachrinnen aus Zinkblech auf. Die drei Kupferdächer entwässern mit den höchsten Kupferkonzentrationen im Feststoffanteil.

Einfluss des Dachmaterials

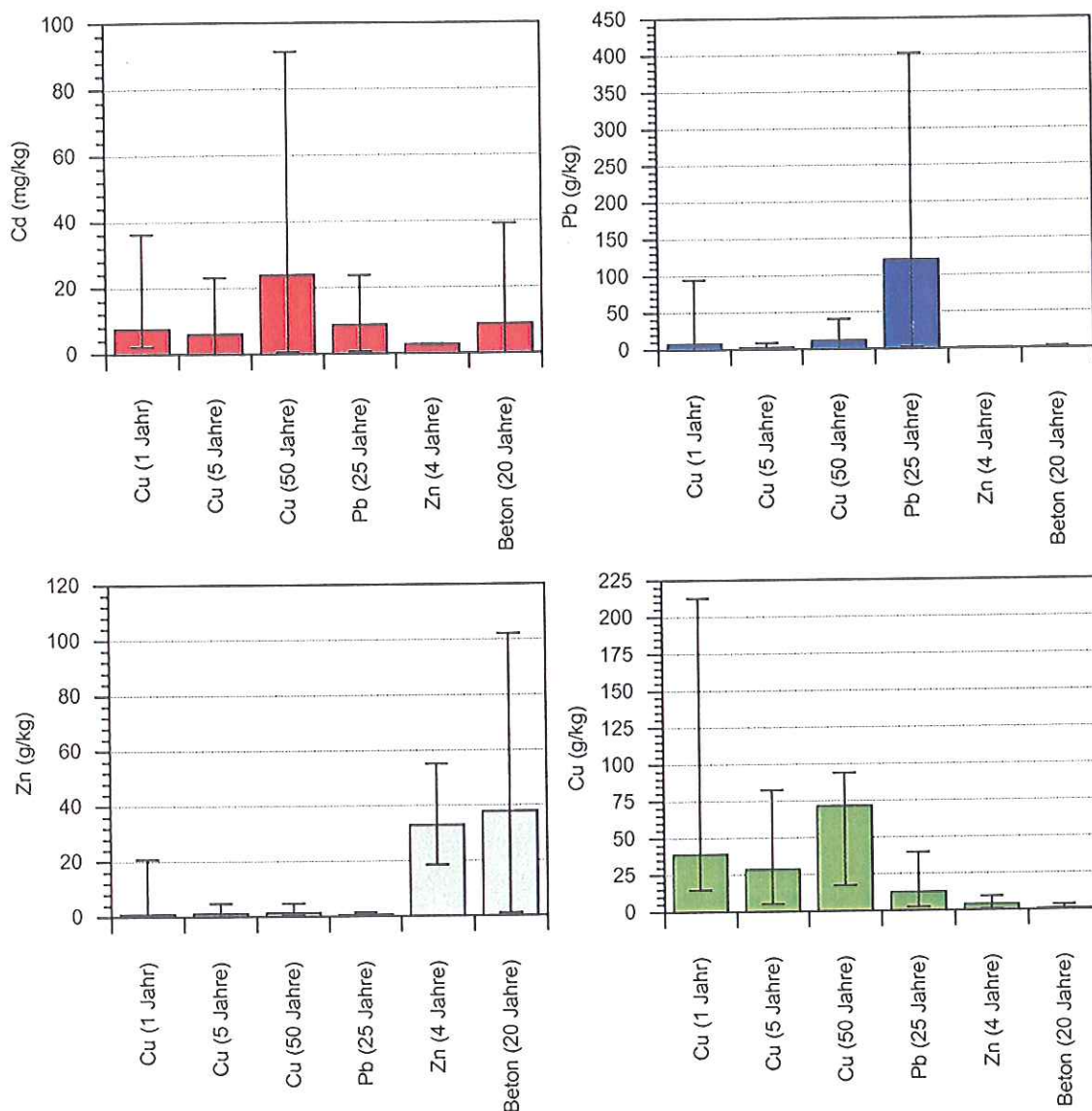


Abb. 5.8: Mittlere Cadmium-, Blei-, Zink- und Kupferkonzentrationen, einschließlich der jeweiligen Minimal- und Maximalwerte, der Feststofffraktion der untersuchten Dachabläufe. Die Bezeichnung setzt sich aus dem jeweiligen Dachmaterial sowie dem Alter der Dächer zusammen.

5.3.3 Gefährdung des Bodens

5.3.3.1 Schwermetallfrachten

Wie in Kapitel 3.2 erläutert, konnte nicht die gesamte Menge der Feststofffraktion des Niederschlagwassers der beprobten Dächer erfasst werden. Zur Abschätzung der jährlichen Schwermetallfrachten im Dachablaufwasser wurde daher auf Angaben aus der

Literatur zurückgegriffen. Demnach ergeben sich jeweils folgende Anteile an Schwermetallen in der gelösten Fraktion (A_{gel}) von Dachablaufwässern:

Cadmium:	alle Dächer ¹	51 %
Blei:	Bleidach ²	4 %
	sonstige Dächer ¹	15 %
Zink:	Zinkdach ²	85 %
	Zn als Nebenbestandteil ²	97 %
	sonstige Dächer ¹	64 %
Kupfer:	Kupferdach ²	94 %
	sonstige Dächer ¹	51 %

Quellen der Angaben sind ¹(HUTH et al., 1995; QUECK u. FÖRSTER, 1993) und ²(BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1998).

Aus den mittleren gelösten Konzentrationen (Me , in $(\mu)\text{mg/l}$) (siehe Tabelle 5.10) und dem oben genannten Anteil (A_{gel} , in %) der gelösten Metalle kann die Gesamtkonzentration des jeweiligen Metalls im Dachabfluss genähert angenommen werden. Multipliziert mit der mittleren jährlichen Niederschlagshöhe (h_{Na} , in mm/a) in NRW ergibt sich die jährliche Gesamtfracht ($F_{ges}(Me)$, in $(\text{m})\text{g/m}^2\text{a}$) des entsprechenden Metalls pro Quadratmeter Dachfläche (siehe Formel 5).

$$F_{ges}(Me) = \frac{Me}{A_{gel}} * 100 * h_{Na} \left[\frac{(\text{m})\text{g}}{\text{m}^2 * \text{a}} \right] \quad (5)$$

Die jährliche Metallfracht des gefilterten Niederschlagswassers ($F_{gel}(Me)$, in $(\mu)\text{mg/m}^2\text{a}$) berechnet sich entsprechend Formel 6 aus den gelösten Konzentrationen (Me , in $(\mu)\text{mg/l}$) multipliziert mit der mittleren jährlichen Niederschlagshöhe (h_{Na} , in mm/a) in NRW:

$$F_{gel}(Me) = Me * h_{Na} \left[\frac{(\text{m})\text{g}}{\text{m}^2 * \text{a}} \right] \quad (6)$$

Die mittlere jährliche Niederschlagshöhe (h_{Na}) wurde abgeschätzt aus den mittleren Jahressummen (1951-1980) der Stationen Aachen, Kahler Asten, Essen, Münster, Bad Salzuflen und Osnabrück, die dem Klima-Atlas NRW entnommen sind (DER MINISTER FÜR UMWELT UND RAUMORDNUNG NRW, 1989). Es ergibt sich $h_{Na} = 920 \text{ mm}$.

Tab. 5.12: Mittlere jährliche gesamte (F_{ges}) und gelöste Frachten (F_{gel}) der Metalle Cd, Pb, Zn und Cu pro Quadratmeter der untersuchten Dachflächen.

Dachmaterial	Kupferblech	Kupferblech	Kupferblech	Blei-blech	Zinkblech	Beton-Ziegel
Alter des Daches (a)	1	5	50	25	4	20
Standort	Essen	Dortmund	Paderborn	Paderborn	Dortmund	Gelsenkirchen
Cadmium						
F_{ges} (mg/m ² *a)	9,25	3,37	0,72	1,50	1,21	3,01
F_{gel} (mg/m ² *a)	4,72	1,72	0,37	0,76	0,62	1,54
Blei						
F_{ges} (g/m ² *a)	0,06	0,06	0,61	34,5	0,06	0,06
F_{gel} (g/m ² *a)	0,01	0,01	0,09	1,38	0,01	0,01
Zink						
F_{ges} (g/m ² *a)	0,22	0,09	0,29	0,10	7,41	2,91
F_{gel} (g/m ² *a)	0,14	0,06	0,18	0,06	6,30	2,82
Kupfer						
F_{ges} (g/m ² *a)	5,01	1,31	3,33	0,34	0,11	0,13
F_{gel} (g/m ² *a)	4,71	1,23	3,13	0,17	0,06	0,06

Fett (blau) gedruckt sind die abgeschätzten Frachten, die nach den unten genannten Bedingungen die zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten der BBodSchV überschreiten.

Die in Tabelle 5.12 dargestellten Werte werden im folgenden Abschnitt unter dem Aspekt der Niederschlagswasserversickerung betrachtet. Vorstellbar wäre folgendes Szenarium:

Der Dachabfluss der oben genannten Dächer wird in eine Versickerungsanlage mit dem günstigen Anschlussverhältnis von $A_{red}/A_v=1:1$ eingeleitet, die Cd-, Pb-, Zn- und Cu-Gehalte der oberen 10 cm des Versickerungsbodens überschreiten die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999).

In diesem Fall würden die **Gesamtfrachten von drei oder vier der zugeführten Metalle, die zulässigen zusätzlichen Frachten gemäß BBodSchV überschreiten** (siehe Tabelle 5.12, die fett (blau) gedruckten Werte). Würde der partikulär gebundene Anteil an Schwermetallen durch Filtration vorher abgeschieden und **nur die gelöste Fracht in den Boden eingetragen, so käme es zu einer Überschreitung der zulässigen zusätzlichen Frachten für zwei bis drei Elemente je untersuchtem Dach** (siehe Tabelle 5.12).

Realistischer ist jedoch ein Anschlussverhältnis von $A_{red}/A_v=10:1$. Dadurch würden sich die Frachten von den entwässerten Dachflächen um ein 10faches erhöhen. In diesem Fall lägen alle abgeschätzten Gesamtfrachten und gelöste Frachten über den zulässigen zusätzlichen Frachten gemäß BBodSchV (1999).

5.3.3.2 Verdacht auf Entstehung einer schädlichen Bodenveränderung

Unter Zuhilfenahme der in Tabelle 5.12 aufgeführten jährlichen Schwermetallfrachten kann abgeschätzt werden, in welchem Zeitraum die Prüfwerte der BBodSchV (1999) überschritten werden. Dazu werden folgende Annahmen getroffen:

- Metaldächer finden sich meist auf Kirchen, Geschäfts- oder öffentlichen Gebäuden. Versickerungsanlagen befänden sich auf Freiflächen in der Nähe dieser Gebäude somit meist in Park- oder Freizeitanlagen. Es werden daher die entsprechenden Prüfwerte (PW(Me)) von Cd=50 mg/kg und Pb=1.000 mg/kg angenommen. Der Berechnung werden aber auch die für Wohngebiete gültigen Prüfwerte zugrundegelegt, da Blei- und Zinkbleche häufig verwandte Dachmaterialien sind.
- Die Vorbelastung (VB(Me)) des Bodens entspricht dem kleinsten mittleren Gesamtgehalt in Oberböden der Landschaftsräume NRWs. Der Cadmiumgehalt wäre somit 0,19 mg/kg, der Bleigehalt 4,2 mg/kg (vgl. HORNBURG, 1996).
- Die Dichte des Bodens (d_B) wird als 1,43 kg/dm³ angenommen.
- Als Anreicherungstiefe (t_B , in dm) werden 0-30 cm angenommen, da in den meisten Publikationen davon ausgegangen wird, dass dies die Hauptanreicherungstiefe für den Schwermetalleintrag durch oberflächliche Versickerung ist (STOTZ und KRAUTH, 1998; BOLLER und HÄFLINGER, 1996; MIKKELSEN et al. 1996).
- Es wird die Gesamtfracht der von den untersuchten Dächern zugeführten Schwermetallen F_{ges} berücksichtigt.
- Das Anschlussverhältnis A_{red}/A_v beträgt 10:1 (siehe Kapitel 2.2).

Es ergibt sich folgende Formel 7:

$$t = \frac{(PW(Me) - VB(Me)) * d_B * t_B}{F_{ges}(Me) * 10} [a] \quad (7)$$

Tab. 5.13: Abgeschätzte Betriebszeiten für die Versickerung von Metaldachabläufen bis die Prüfwerte in 0-30 cm Tiefe für Park- und Freizeitanlagen oder für Wohngebiete erreicht werden.

Dachmaterial	Kupferblech	Kupferblech	Kupferblech	Blei-blech	Zinkblech	Beton-Ziegel
Alter des Daches (a)	1	5	50	25	4	20
Standort	Essen	Dortmund	Paderborn	Paderborn	Dortmund	Gelsenkirchen
Cadmium						
Zeit bis zum Erreichen des PW (Parkanlagen) (a)	230	>500	>500	>500	>500	>500
Zeit bis zum Erreichen des PW (Wohngebiete) (a)	90	250	>500	>500	>500	280
Blei						
Zeit bis zum Erreichen des PW (Parkanlagen) (a)	>500	>500	70	1,2	>500	>500
Zeit bis zum Erreichen des PW (Wohngebiete) (a)	280	280	28	0,5	280	280

Tabelle 5.13 zeigt, dass unter den oben genannten Bedingungen die Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung (1999) für Cadmium durch die Versickerung des Ablaufs der untersuchten Metaldächer innerhalb von Zeiträumen erreicht würden, die wenigstens bei 90 Jahren liegen. Dies würde selbst dann gelten, wenn statt der ange-

nommen 30 cm Anreicherungstiefe nur eine Tiefe von 10 cm angenommen würde, unter der Annahme des Prüfwertes für Wohngebiete.

Der Niederschlagsablauf des untersuchten Bleidachs würde dagegen bereits nach 1,2 Jahren den Prüfwerte der BBodSchV für Park- und Freizeitanlagen in einer 30 cm mächtigen Bodenschicht erreichen. Der entsprechende Prüfwert für Wohngebiete wäre sogar bereits nach einem halben Jahr erreicht. Würde das Szenarium abgeschätzt unter der Voraussetzung, dass das Niederschlagswasser vor der Versickerung gefiltert, also nur die gelöste Pb-Fracht eingetragen würde, läge der Zeitraum bis zum Erreichen des Prüfwertes für Park- und Freizeitanlagen bei 31 Jahren, für Wohngebiete bei 12 Jahren.

In der gesichteten Literatur konnten keine Untersuchungen zur Versickerung des Niederschlagsabflusses von Metalldächern gefunden werden. Jedoch wird in den Handlungsempfehlungen der ATV-ARBEITSGRUPPE (1996) die Belastung der Abflüsse von verschiedenen Flächen in sieben Gruppen eingeteilt (F1 gering bis F7 stark). Die Belastung des Abflusses von Metalldächern liegt im Bereich F6 und gilt somit als stark belastet.

5.3.4 Zusammenfassende Bewertung

Die Untersuchung verschiedener Abläufe von Metalldächern auf die Cd-, Pb-, Zn- und Cu-Konzentration sowie den pH-Wert ergab, dass die **Metallkonzentrationen in der flüssigen Phase und im Feststoffanteil der untersuchten Dächer gegenüber den anderen untersuchten Abläufen dann erhöht sind, wenn das entsprechende Metall im Material des Daches oder der Dachrinnen und Fallrohre enthalten ist.** Der gemessene pH-Wert ist im Schnitt im Ablauf des untersuchten Betondachstein-Daches am höchsten. Dies wird auf die Pufferwirkung des Dachmaterials zurückgeführt.

Eine Abschätzung der Gesamtfrachten an Cd, Pb, Zn und Cu der untersuchten Dachablaufwässer zeigt, dass die jährlichen **zulässigen zusätzlichen Frachten** (BBodSchV, 1999) in den Boden, gültig bei überschrittenen Vorsorgewerten, selbst bei einem günstigen Anschlussverhältnis von $A_{red}/A_v = 1:1$ **von drei oder vier der untersuchten Metalle überschritten würden.**

Die daraus abgeleitete Abschätzung des Zeitraumes bis die Prüfwerte der BBodSchV (1999) in 0-30 cm Tiefe in der Versickerungsanlage erreicht würden ergab für **Cadmium Zeiträume von wenigstens 90 Jahre.** Im Fall des untersuchten Bleidachs liegt der Zeitraum bis zum Erreichen der jeweiligen Bleiprüfwerte jedoch bei 0,5-1,2 Jahren, durch eine vorherige Herausfiltrierung des Feststoffs würde sich dieser auf 12-31 Jahre verlängern.

6 Schlussfolgerungen

In Kapitel 5 wurde ausgeführt, dass es durch die Versickerung von Niederschlagswasser in Böden zu einer Anreicherung von Schadstoffen kommen kann. Insbesondere der Abfluss von Metalldächern ist mit Schwermetallen belastet. Anhand von Faktoren, die vermutlich einen Einfluss auf die Anreicherung von Schwermetallen in den Böden von Versickerungsanlagen haben, sollen im folgenden Kapitel Maßnahmen formuliert werden, die dem Schutz des Bodens und des Grundwassers dienen.

Faktoren, die einen Einfluss auf die Höhe der Schwermetallanreicherung in Versickerungsanlagen haben, wurden unter Kapitel 5.2.2.1 ermittelt. Ein sehr wichtiger Faktor scheint die Raumstruktur zu sein. In ländlichen Gebieten weist das zugeführte Niederschlagswasser tendenziell geringere Konzentrationen an Schwermetallen auf. Des Weiteren ist die Anreicherung von Schwermetallen auch von den Materialien der angeschlossenen Flächen abhängig, insbesondere dann, wenn es sich hierbei um Metalle handelt.

Da sich die eingesetzten Dachmaterialien in den ländlichen Gebieten und in den Ballungsräumen vermutlich kaum unterscheiden, ist anzunehmen, dass der Unterschied hier vermutlich bei den Immissionen liegt. Untersuchungen von FERGUSSON (1992) bestätigen diese These insoweit, dass ausgenommen lokaler „Hot Spots“ um Industriegebiete, Minen und Vulkane die stoffliche Zusammensetzung von atmosphärischem Staub in städtischen, ländlichen und entlegenen Gebieten weltweit sehr ähnlich ist. Diese Unterschiede machen sich bereits in der Primärbelastung des Niederschlags bemerkbar und vermutlich auch in der Belastung des Oberflächenabflusses. Vor allem in Ballungskernen ist daher ein Schutz des Bodens vor dem Eintrag von Schadstoffen notwendig.

Die Nutzung der angeschlossenen Fläche als Dach- oder Hoffläche, bzw. Anliegerstraße hat wahrscheinlich keinen großen Einfluss auf die Eintragsmenge an Schadstoffen in die untersuchten Anlagen.

6.1 Anlagenbezogene Maßnahmen zum Schutz des Bodens

Folgende Maßnahmen, die den Schutz des Bodens in Versickerungsanlagen vor Anreicherung durch Schadstoffe ermöglichen könnten, sind vorstellbar:

1. Austausch des Bodens vor Inbetriebnahme der Versickerung durch gering belastetes Material, damit sich mehr Schadstoffe anreichern können, bis der Prüfwert der BBodSchV (1999) erreicht wird,

2. Erhöhung des Anschlussverhältnisses (A_{red}/A_v), so dass sich das zugeführte Niederschlagswasser und damit die zugeführten Schadstoffe auf einer größeren Fläche und letztendlich in einem größeren Bodenvolumen verteilen,
3. Intervallmäßiger Austausch der Bodenschicht in Versickerungsanlagen in der die Schadstoffanreicherung schwerpunktmäßig stattfindet.

Zu 1: Die Möglichkeit den Boden von Versickerungsanlagen vor Inbetriebnahme auszutauschen und durch Substrat zu ersetzen, das eine geringe Vorbelastung aufweist, soll zu einer Verlängerung der Betriebslaufzeit beitragen, bis die Anreicherung von Schadstoffen im Boden die Höhe der Vorsorgewerte oder Prüfwerte der BBodSchV (1999) erreicht. Ein entsprechendes Szenarium für die Prüfwerte zum Metall Blei wurde unter Kapitel 5.2.3.1 abgeschätzt.

Abgesehen davon, dass eine solche Maßnahme die Porenstruktur des Bodens und damit potentielle Fließpfade des Sickerwassers zerstören würde, ergibt die Berechnung in den meisten Fällen nur eine geringfügige Erhöhung der Betriebslaufzeiten von weniger als 10 Jahren bis die Pb-Prüfwerte erreicht werden und ist somit als **nicht sinnvoll zu erachten**.

Zu 2: Ebenfalls wenig sinnvoll scheint der Vorschlag einer generellen Erhöhung des Anschlussverhältnisses (A_{red}/A_v) zu sein. Erstens, weil sich die betroffenen Anlagen fast ausschließlich in Ballungskernen und somit in Siedlungsstrukturen mit geringem und teurem Freiflächenanteil befinden. Zweitens weisen auch Anlagen mit einem Anschlussverhältnis von 2:1 abgeschätzte Zeiträume auf, die in weniger als 10 Jahren eine schädliche Bodenveränderung durch Blei prognostizieren.

Eine solche Maßnahme wäre im Einzelfall zu prüfen.

Zu 3: Eine Betrachtung der Tiefenprofile der untersuchten Böden (siehe Anhang) zeigt einen Anreicherungsschwerpunkt der Schwermetalle in 0-5 cm, bzw. 5-10 cm Tiefe. Eine genauere Eingrenzung der Anreicherungstiefe, z. B. 0-2 cm und 2-5 cm, ist sinnvoll, um Maßnahmen in Erwägung ziehen zu können, die in Richtung eines Bodenaustausches nach einer bestimmten Laufzeit der Versickerungsanlagen gehen, um die Schichten mit der schwerpunktmäßigen Anreicherungen zu entfernen.

Dabei muss aber bedacht werden, dass einige der untersuchten Anlagen den Prüfwert für Blei vermutlich innerhalb von 10 Jahren erreichen, eine Anlage bereits nach 2 Jahren. Zu bedenken wäre bei einer solchen Maßnahme außerdem, wohin dann der abgeschälte Boden verbracht werden kann und ob die abschreckende Wirkung auf potentielle Betreiber von Versickerungsanlagen nicht zu groß wäre. **Eine solche Maßnahme könnte in Erwägung gezogen werden, wenn sie nach langen Zeiträumen, z. B. alle 30 Jahre durchgeführt werden müsste.**

6.2 Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers

Neben einem geringen Schadstoffeintrag ist vor allem die Sorptionskapazität und Pufferkapazität des Bodens für den Schutz des Grundwassers ausschlaggebend. Neben dem Stoffbestand des Bodens spielt hier auch der pH-Wert eine weitere wichtige Rolle. Denkbar wäre eine Erhöhung des

1. des Tongehaltes
2. des Humusgehaltes
3. des Gehaltes an Sesquioxiden und
4. des pH-Wertes, bzw. der Säureneutralisationskapazität.

Zu 1: Aus Mikrosondenmessungen im Mikrobereichen von unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden ist bekannt, dass von den Schwermetallen insbesondere Zink in offenbar verstärkt K-verarmten, aufgeweiteten Illiten festgelegt werden kann (HILLER et al., 1993).

Der Einsatz von Tonmineralen als Sorbent wird jedoch bei Regenwasserversickerungsanlagen als nicht sinnvoll angesehen, da steigende Tongehalte einer Wasserversickerung in den Untergrund entgegenwirken.

Zu 2: Die unterschiedliche Neigung der Schwermetalle sich an der organischen Substanz anzureichern, kann in der Affinitätssequenz Kupfer (Cu) > Blei (Pb) \geq Cadmium (Cd) > Zink (Zn) \geq Nickel (Ni) > Cobalt (Co) dargestellt werden. An der organischen Substanz belasteter Böden konnten teilweise sehr hohe Kupfer- (bis 13.000 mg/kg), Zink- (bis 48.000 mg/kg), Cadmium- (bis 2.100 mg/kg) und Bleigehalte (bis 193.000 mg/kg) gemessen werden. In stärker versauerten humosen Oberbodenhorizonten steht die Pb- und Cd-Bindung an der organischen Substanz in starker Konkurrenz zu der Bindung durch die pedogenen Eisen- und Manganoxide (HILLER und BRÜMMER, 1997).

Der Einsatz von organischer Substanz als dauerhafter Schadstoffsorbent in Regenwasserversickerungsanlagen wird als nicht geeignet angesehen.

Organische Substanzen werden zum einen durch mikrobielle Prozesse mineralisiert und somit abgebaut. Zum anderen ist zu erwarten, dass es beim Abbauprozess zur Bildung von wasserlöslichen Fulvosäuren und niedermolekularen organischen Stoffen (Komplexbildner) kommt, die als Produkt der Zersetzung eine schadstoffmobilisierende Wirkung haben und folgend zu einer Verlagerung der Schadstoffe in die Tiefe führen (HERMS und BRÜMMER, 1984; MENCH et al., 1988; LINEHAN et al., 1989).

Zu 3: Insgesamt kann festgestellt werden, dass Eisen- und Manganoxide wichtige Adsorbenten für anorganische als auch für organische Schadstoffe sind (vgl. auch LITZ und BLUME, 1989). HILLER und BRÜMMER (1995) belegten für die Schwermetalle Co, Ni, Cu, Zn, Cd und Pb elementspezifische Anreicherungen an pedogenen Oxiden

gegenüber dem Durchschnittsgehalt der Bodenproben. Die Arbeit von HILLER (1991) belegt, dass Mn-Oxide meist stärkere Akkumulatoren für Schwermetallkationen als Fe-Oxide darstellen. Fe-Oxide wiederum reichern anionische Elemente (Phosphor, Schwefel) in wesentlich höherem Maße als Mn-Oxide an. Aufgrund der wesentlich geringeren Gehalte an Manganoxiden im Vergleich zu den Eisenoxiden in Böden sind die Schwermetalle mengenmäßig i.d.R. zu einem größeren Teil in Fe-Oxiden akkumuliert.

Bereits 1995 stellten HILLER und BRÜMMER heraus, dass ein gezieltes Einbringen von Eisenoxiden in schwermetallbelastete Böden zu einer Minderung der SM-Verfügbarkeit und Verlagerbarkeit auf diesen Standorten genutzt werden kann. Eine Verwendung von Manganoxiden wird trotz deren hohem SM-Adsorptionspotential nicht für sinnvoll gehalten, da Manganoxide sich schon bei noch hohen Redoxpotentialen im Boden auflösen und dadurch zuvor adsorbierte SM wieder freigesetzt werden.

Gerade Eisenoxide haben den Vorteil, dass sie stabile Komponenten sind, die leicht und in großen Mengen verfügbar ist. Arbeiten von MÜLLER und PLUQUET (1998) sowie MÜLLER (2000) zeigten deutlich, dass z. B. der Einsatz von Eisenoxiden aus der Trinkwasseraufbereitung zur Immobilisierung bzw. Festlegung von Schwermetallen in Böden geeignet sind. Die Autoren konnten feststellen, dass bei einer einmaligen Gabe von Fe-(Oxid-)haltigen Bodenzusätzen deren schwermetallimmobilisierende Wirkung in dem Versuchszeitraum von drei Jahren nicht nachgelassen hat.

Die Eisenoxide könnten bei der Bauausführung der Versickerungsanlagen entweder in den Boden homogen eingemischt oder in einer „Filter- bzw. Adsorptionsmatte“ eingelegt werden.

Zu 4: Durch die zusätzliche Zufuhr von Niederschlagswasser werden auch zusätzliche Protonen dem Boden zugeführt (BURGHARDT et al., 2001). Um diesen auf Dauer vor Versauerung zu schützen, kann die Pufferwirkung verschiedener Dachmaterialien, z. B. Beton einen entscheidenden Einfluss haben (AXT et al., 1985; FÖRSTER, 1993; SHU, 1997). Des Weiteren ist die Säureneutralisationskapazität (SNK) des Bodens wichtig. Diese wurde für die untersuchten Versickerungsanlagen nicht bestimmt, so dass hierzu keine Aussage möglich ist.

Eine Verbesserung der SNK durch Kalkung des Bodens schlagen BURGHARDT et al. (2001) vor.

6.3 Maßnahmen zur Verminderung des Schadstoffeintrags in dezentrale Niederschlagswasserversickerungsanlagen

Die Verminderung der Schadstoffzufuhr in Versickerungsanlagen wäre durch folgende Maßnahmen vorstellbar:

1. Verringerung der Deposition von Schadstoffen durch verbesserten Immissionschutz,
2. Vermeidung von Metallen (Zn, Pb, Cu) in Dachmaterialien,
3. Einsatz eines Feststofffilters, der den partikulären Anteil der Schadstoffe vor dem Erreichen der Versickerungsanlage ganz oder teilweise zurückhält,
4. Einsatz eines Filters, der die gelöste Fraktion an Schadstoffen aus dem Niederschlagswasser vermindert.

Zu 1: Die Verbesserung der Luftqualität, geringere Staubkonzentrationen und eine Verminderung der Deposition von Schadstoffen auf Flächen, die an Versickerungsanlagen angeschlossen sind, wäre wünschenswert. Maßnahmen, um dieses Ziel zu erreichen **liegen jedoch nicht im Ermessen der Autoren.**

Zu 2: Die Vermeidung von Metallblechen, insbesondere Bleibleche, als Dachmaterialien im Zusammenhang mit der Niederschlagswasserversickerung ist sinnvoll, um den Eintrag an Schadstoffen in den Boden zu verringern. Dies ist jedoch aus architektonischen Gründen nicht erstrebenswert. Metaldächer, vor allem die grüne Patina der Kupferdächer auf Kirchen ist heute mitprägend für das Bild der Innenstädte und Dörfer in unserem Kulturkreis. Darüber hinaus lassen sich verschiedene Dachstrukturen wie Rund- und Kuppeldächer, oder auch Wandbekleidungen die vor allem größere Gebäude bekommen, architektonisch nur dann lösen, wenn Metallbleche verwendet werden.

Um den Schadstoffeintrag von bestehenden Bauwerken mit Metaldächern zu verringern, müssten diese von der Niederschlagswasserversickerung ausgeschlossen werden.

Um den Einsatz von Versickerungsanlagen auch für Dachflächen aus Metall zu ermöglichen, scheint es sinnvoll zu sein, für diese die Wirksamkeit der vorgeschlagenen Maßnahmen 3 und 4 zu erproben.

Zu 3: Die Schadstofffraktion im Dachabfluss liegt vor allem für Blei zum überwiegenden Anteil partikulär gebunden vor. Andere Schadstoffe, wie Cadmium und Kupfer können ebenfalls zu einem großen Anteil in partikulär gebundener Form vorliegen (HUTH, 1995; QUECK u. FÖRSTER, 1993; BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1998).

Als Beispiel für die Wirksamkeit eines Feststofffilters kann die Zulaufrinne an Standort 45 herangezogen werden. Foto 6.1 und 6.2 zeigen einen Teilabschnitt dieser offenen Rinne, die quer über einen Schulhof verläuft. Auf Foto 6.1 ist der oberste Abschnitt des Zulaufs zu erkennen. Dieser ist mit Gras bewachsen, welches eine erste Filterfunktion, vor allem für Feststoffe im zugeführten Niederschlagswasser übernimmt. Auf der weiteren Strecke zur Versickerungsanlage überwindet das Niederschlagswasser immer wieder Passagen, die durch Gras oder andere Pflanzen bewachsen sind. Auch hier wird das Wasser weiter gefiltert.

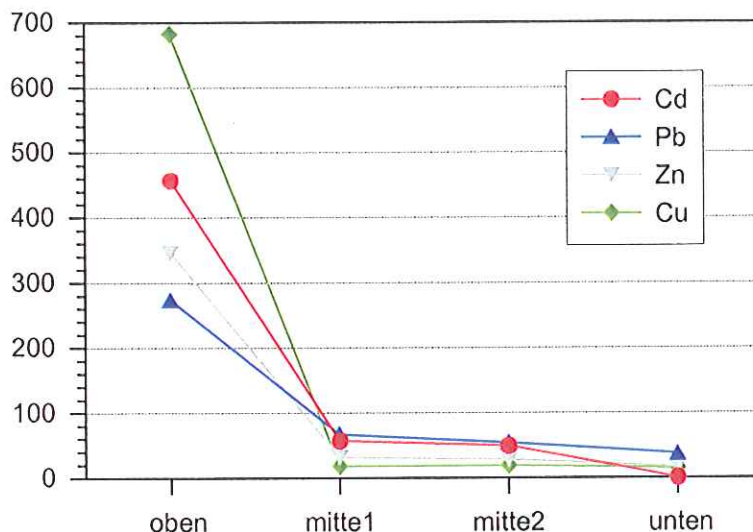


Abb. 6.1: Tendenzielle Verteilung der Cadmium-, Blei-, Zink- und Kupfergehalte in den Ablagerungen der Zulaufrinne zur Versickerungsanlage an Standort 45. Einheiten und Faktoren: Cadmium: 10⁻² mg/kg; Blei: 1 mg/kg; Zink: 10 mg/kg; Kupfer 10⁻¹ mg/kg.

Das abgelagerte Bodenmaterial dieser Zulaufrinne wurde an vier Stellen beprobt. Im obersten Abschnitt, zweimal auf der weiteren Zulaufstrecke und einmal im unteren Abschnitt kurz vor dem Erreichen der Versickerungsanlage. Die Ergebnisse dieser Beprobung sind in tendenzieller Form in Abbildung 6.1 dargestellt. Die Belastung des obersten Abschnittes mit den Schwermetallen Cd, Pb, Zn und Cu ist sehr wahrscheinlich größtenteils auf Feststoffpartikel zurückzuführen, die aus dem Niederschlagswasser gefiltert worden sind. Die Anreicherung ist um ein Vielfaches höher als die Anreicherung im nächsten beprobten Abschnitt. Im weiteren Verlauf ist eine geringere Schadstoffabnahme zu erkennen. **Dieses Ergebnis lässt zwar keinen Rückschluss auf die quantitative Filterleistung der bewachsenen Abschnitte zu, aber es gibt einen Hinweis darauf, dass**

sich die Schadstofffracht im zugeführten Wasser auf diese Weise vermindert.

Zu 4: Die Kupfer-Fraktion im Ablauf von Kupferdächern liegt zu ca. 90 % in gelöster Form vor (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1998). Auch Zink im Dachabfluss ist zu einem großen Anteil gelöst (HUTH, 1995; QUECK u. FÖRSTER, 1993; BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1998). Es sollte daher geprüft werden, wie diese gelösten Fraktionen minimiert werden können. Aus diesem Grund wurde die Wirkung eines Regenwasser-Schadstofffilters untersucht. Es muss festgehalten werden, dass es sich bei dem hier verwendeten Filter auf Eisenoxidbasis um einen noch nicht optimierten Prototyp handelt. Trotzdem konnte schon ein beachtenswertes Reinigungsergebnis erreicht werden. In Abbildung 6.2 ist die Kupferkonzentration (gelöste Fraktion) vom Dachablaufwasser eines Kupferdaches in Dortmund-Zentrum gefiltert und ungefiltert dargestellt.

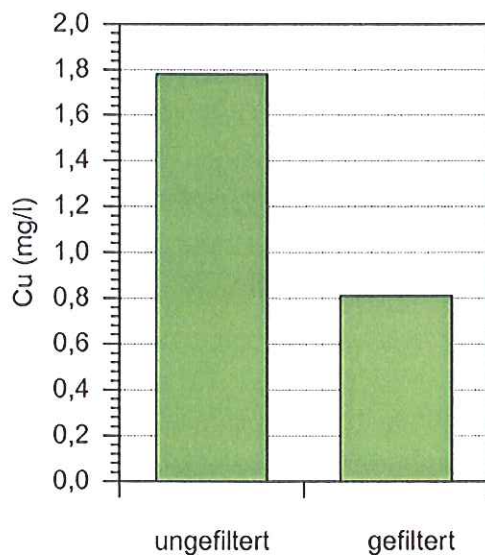


Abb. 6.2: Mittlere Kupferkonzentration der gelösten Fracht im ungefilterten und gefilterten Dachablaufwasser eines Kupferdaches.

Durch den eingesetzten Filter verringert sich die im Wasser gelöste Kupferkonzentration um 57 %. Von der gelösten Ausgangsfracht würde also nur weniger als die Hälfte an Kupfer in die Versickerungsanlage gelangen und könnte sich dort akkumulieren. Zusätzlich könnte auch die schwermetallbefrachtete partikuläre Fracht zurückgehalten werden. Die Filterleistung des eingesetzten Filters für andere Schwermetalle wurde nicht untersucht. Es ist aber davon auszugehen, dass sich die Elemente Zn, Cd, und Pb in der gelösten Fraktion ebenfalls zu einem großen Anteil aus dem Ablaufwasser von Dächern herauslösen lassen. Dadurch ließe sich die Betriebszeit von Versickerungsanlagen deutlich verlängern.

Ein Antrag auf finanzielle Förderung eines Projektes zur Optimierung eines Regenwasser-Schadstofffilters für dezentrale Versickerungsanlagen wurde dem MUNLV im Jahre 1998 übersandt (HILLER, 1998).

6.4 Zusammenfassende Bewertung

Um den Boden von Versickerungsanlagen wirkungsvoll vor der Anreicherung durch Schwermetalle schützen zu können sind die unter Kapitel 6.1 vorgestellten **anlagenbezogenen Maßnahmen** uneffektiv, bzw. mit zu großen Nachteilen behaftet:

- der **Austausch des Bodens vor Inbetriebnahme der Versickerungsanlage durch gering belastetes Material**, damit sich eine größere Schadstoffmenge anreichern kann bis der Prüfwert der BBodSchV (1999) erreicht wird, erweist sich **als wenig sinnvoll**, da die Abschätzung dieser Maßnahme teilweise nur eine Erhöhung um ein Halbes Jahr erwarten lässt.
- die **Erhöhung des Anschlussverhältnisses (A_{red}/A_v)**, so dass sich das zugeführte Niederschlagswasser und damit die zugeführten Schadstoffe auf einer größeren Fläche und letztendlich in einem größeren Bodenvolumen verteilen, hängt **im Einzelfall von der zur Verfügung stehenden Freifläche ab**.
- der **Austausch des Bodens in Versickerungsanlagen in der Tiefe, in der die Anreicherung schwerpunktmäßig stattfindet**, kann nur dann akzeptabel sein, wenn dem ein **angemessener Betriebszeitraum (z. B. 30 Jahre)** zugrunde liegt.

Die unter Kapitel 6.2 vorgestellten Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers bedeuten letztendlich eine Erhöhung des Akkumulationsvermögens des Bodens gegenüber Schadstoffen.

- der Einsatz von **Tonmineralien oder organischer Substanz erscheint in Niederschlagswasserversickerungsanlagen nicht geeignet**,
- zu bedenken wäre aber eine **Anreicherung des Bodens mit Eisenoxiden oder das Einlegen einer damit gefüllten Filter- oder Adsorptionsmatte** und
- der **Einsatz von Kalk**, um die Säureneutralisationskapazität des Bodens zu erhöhen und dadurch einer Verringerung des pH-Wertes vorzubeugen.

Denkbare Maßnahmen, welche die Zufuhr von Schadstoffen vermindern sind unter Kapitel 6.3 vorgestellt:

- die **Verringerung der Deposition von Schadstoffen durch verbesserten Immissionsschutz** ist sicherlich eine sinnvoll Schutzmaßnahme für Boden und Grundwasser. Eine solche Maßnahme liegt aber **nicht im Ermessen der Autoren**,

- der **Vermeidung von Metallen (Zn, Pb, Cu) als Dachmaterial** stehen **kulturelle, architektonische und bautechnisch bedingte Argumente** gegenüber,
- **der Einsatz eines Feststofffilters**, der den partikulären Anteil der Schadstoffe vor dem Erreichen der Versickerungsanlage ganz oder teilweise zurückhält, ist mit Sicherheit sinnvoll. Vor allem für Blei, das zu 80-90 % partikulär gebunden vorliegt könnte ein großer Wirkungsgrad erreicht werden. Wird diese Maßnahme kombiniert mit einem **Filter für die gelöste Fraktion**, der wie oben für Kupfer dargestellt 50 % zurückhält, **ließe sich zirka 90 % der Bleifracht aus dem Niederschlagswasser entziehen**. Das bedeutet, dass sich der Zeitraum bis zum Erreichen des entsprechenden Bleiprüfwertes gemäß BBodSchV (1999) um ein Zehnfaches erhöhen würde, z. B. an Standort 3 (siehe Tabelle 5.4), derzeit 9,5 Jahre auf 95 Jahre.

7 Fortführung der Untersuchungen

7.1 Verbreiterung der Datenbasis zum Belastungsstatus bestehender Niederschlagswasserversickerungsanlagen

Ergebnis des vorgestellten F+E-Vorhabens ist, dass für dezentrale Niederschlagswasserversickerungsanlagen in Ballungsgebieten und Ballungsrandzonen in einer Vielzahl der untersuchten Fälle bereits deutliche Schwermetallanreicherungen nachweisbar sind. Um den potentiellen Handlungsbedarf in Ballungsgebieten verlässlicher abgeschätzt zu können, sollten gezielt weitere Versickerungsanlagen im Ballungsgebiet untersucht werden.

In ländlichen Gebieten und Mittelzentren sind nur wenige Standorte untersucht worden. Diese lassen im Vergleich zu Anlagen in Ballungsgebieten eine geringere Anreicherung mit Schadstoffen vermuten. Zur Ableitung zuverlässigerer Aussagen sollte der bisherige Untersuchungsumfang in diesen Gebieten vergrößert werden.

7.2 Feldstudie zur Sickerwasserqualität bereits belasteter Niederschlagswasserversickerungsanlagen

In dem vorliegenden F+E-Vorhaben wurde im Hinblick auf den Verdacht auf eine schädliche Bodenveränderung (Prüfwertüberschreitung gemäß BBodSchV) v.a. der Wirkungspfad Boden-Mensch betrachtet. Dabei wurde gezeigt, dass hier bereits bei einer Reihe von Anlagen Prüfwertüberschreitungen vorkommen, bzw. in wenigen Jahren zu erwarten sind. Untersuchungen zum Wirkungspfad Boden-Grundwasser an bereits mit Schadstoffen belasteten Anlagen wurden noch nicht durchgeführt. Ein Untersuchungsbedarf zu dieser Problematik ist aus Sicht der Bearbeiter dieses F+E-Vorhabens begründet.

7.3 Versuche zum Schadstoffaustrag definierter Dachflächen

Wie die abgeschlossenen Arbeiten zum Schwermetallaustrag in den Abläufen der beprobten Dachflächen gezeigt haben, können auf der Basis der hier verwandten, einfachen Versuchsanstellungen keine genauen Abschätzungen zum Gesamtschadstoffaustrag durch die gelöste bzw. partikuläre Fraktion gemacht werden. Hierzu wären Versuchsanstellungen geeigneter, bei denen ca. 1 m² große Dachflächen unterschiedlicher Materialien an mehreren Standorten aufgestellt würden. Wichtig wäre ein Standort im Ballungsraum, da hier mit einer höheren Belastung des Dachflächenablaufs zu rechnen ist. Sinnvoll wäre auch ein Standort im ländlichen Gebiet, da sich hier die Staubzusammensetzung von der in Ballungsräumen unterscheidet.

Dazu sollte auch an den jeweiligen Standorten ein Depositionssammler betrieben werden, um die Schadstoffeinträge über die Luft von der Feststofffraktion, die vom Dach selbst abgegeben wird, besser abtrennen zu können.

Ein solcher Versuchsaufbau würde sich weiterhin dazu eignen, die Wirksamkeit von Feststofffilter und Filter für die gelöste Schwermetallfraktion an baugleichen Test-Dachflächen unter gleichen Bedingungen festzustellen.

8 Literatur

- AG BODEN (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl.; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 392 S.
- ATV-ARBEITSGRUPPE (1996): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, in Korrespondenz Abwasser, 43. Jahrgang, 8/96, S.1445-1454.
- AXT, G., LUTTKUS, R., MARKMANN, M., WINTERS, E. (1985): Einsparung von Trinkwasser um Haushaltsbereich durch Regenwasser-Nutzung und Mehrfachnutzung von Wässern verschiedener Qualitäten. Technische Universität Berlin.
- BACHMANN, G. und J. OLTMANN, R. KONIETZKA, K. SCHNEIDER (1999): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten, UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- BBodSCHG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17. März 1998.
- BBodSchV (1999): Bundes – Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999.
- BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1998): Dezentrale Versickerung; Niederschlagswasser von Metaldächern; Schadstoffe im Boden, Materialien Nr. 75.
- BISCHOFF, W.A. und J. SIEMENS. M. KAUPENJOHANN (1999): Stoffeintrag ins Grundwasser- Feldmethodenvergleich unter Berücksichtigung von preferential flow, in Wasser & Boden, 51/52, S. 37-42.
- BLACK, P.E. (1980): Water quality patterns during storm on a mall parking lot. – Water Resources Bulletin 16 (4), 615-620.
- BLUME, H.-P. (1990): Böden als Filter, Puffer und Transformatoren. In BLUME (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, S. 96-105.
- BOLLER, M. und M. HÄFLINGER (1996): Verbleib von Schwermetallen bei unterschiedlicher Meteorwasserentsorgung, in gwa, 1/96, S.3-15. BLACK, P.E. (1980): Water quality patterns during storm on a mall parking lot. – Water Resources Bulletin 16 (4), 615-620.
- BORNEFF, M., ERDINGER, L., KIRSCH, F., MANNSCHOTT, P., OKPARA, J., SONNTAG, H.-G. (1995): Trinkwassersubstitution durch Regen- und Dachablaufwasser. Zbl. Hyg. 197,286
- BORNEFF, M., MANNSCHOTT, P., ERDINGER, L., KIRSCH, F., OKPARA, J., SONNTAG, H.-G. (1996): Risikobewertung der Nutzung von Regen- und Dachablaufwasser. Literaturstudie. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Projekt „Angewandte Ökologie“, 13., Karlsruhe.
- BRÜMMER, G.W. und K.G. TILLER, U. HERMS, P.M. CLAYTON (1983): Adsorption-Desorption and/or Precipitation-Dissolution Processes of Zinc in Soils, in Geoderma, 31, S. 337-354.
- BÜCHNER, H., OPFERMANN, B. (1989): Belastung des Abflusses von Dachflächen im Bereich der Freien Hansestadt Hamburg. Bericht, b&o Ingenieure, Hamburg.

- BULLERMANN, M., BUSWEILER, U., KLEIN, B., REXROTH, R., SELLFORO, W. (1989): Regenwassernutzung in privaten und öffentlichen Gebäuden. Qualitative und quantitative Aspekte, technische Anlagen. Verein zur Förderung des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt (Hrsg.), Schriftenreihe WAR 40, Darmstadt.
- BULLERMANN, M., KLEIN, B. (1996): Regenwassernutzung in privaten und öffentlichen Gebäuden – Qualitative Aspekte. Schriftenreihe des fbr, Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e. V., Frankfurt.
- BURGHARDT, W. und B. BÖHM, C. DORNAUF, R. RABEARISOA (1998): Verteilung von Stoffen aus Einträgen in Stadtböden, in Bodenschutz, 3, S. 92-97.
- BURGHARDT, W. und G. WINZIG, J. TÜSELMANN (1998): Anleitung zur Ermittlung der Infiltrationsrate unter Feldbedingungen. Eine praxisorientierte Vorgehensweise für die Abschätzung von Böden als Grundlage zur Dimensionierung von Regenwasseranlagen. Projektbericht des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW.
- BURGHARDT, W. und G. WINZIG, J. TÜSELMANN (2001): Kalkung zur Vermeidung der Bodenversauerung bei der Muldenversickerung bei unterschiedlichen Bodenarten. Projektbericht des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW.
- DAUB, J., STRIEBEL, T. (1995): Schadstofffrachten von Dachflächen und Straßen und Beobachtungen zu Quellen und zur Mobilität von Schadstoffen. –Schriftenreihe Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe 73, 221-225, Karlsruhe.
- DELSCHEN, T. (1998): Pfadintegrierende Bewertung von Bodenbelastungen in Haus- und Kleingärten, Teil 2 Prüfwerte für das Nutzungsszenario „Wohngärten“, in altlasten spektrum 6, S. 336-342.
- DER MINISTER FÜR UMWELT UND RAUMORDNUNG NRW (Hrsg.) (1989): Klima-Atlas von Nordrhein-Westfalen.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1992-1998): Monatlicher Witterungsbericht: Amtsblatt des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1999-2000); Geschäftsfeld Klima und Umweltberatung: Witterungsreport/ Daten; DWD, Offenbach, M.
- DIERKES, C. (1999): Verhalten von Schwermetallen im Regenabfluß von Verkehrsflächen bei der Versickerung über poröse Deckbeläge. Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität-GH Essen, Heft 14, Essen.
- DIN 19 682 Bodenuntersuchungen im landwirtschaftlichen Wasserbau - Felduntersuchungen, Beuth, Berlin.
- DIN 19 684-1 Bodenuntersuchungen im landwirtschaftlichen Wasserbau – Chemische Laboruntersuchungen, Beuth, Berlin.
- DIN 19684-3 Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Chemische Laboruntersuchungen - Teil 3: Bestimmung des Glühverlusts und des Glührückstands, Beuth, Berlin.
- DIN ISO 10 693 Bestimmung des Carbonatgehaltes, Beuth, Berlin.
- DIN ISO 11 047 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Cadmium, Chrom, Cobalt, Kupfer, Blei, Mangan, Nickel und Zink - Flammen- und elektrothermisches atomabsorptionsspektrometrisches Verfahren, Beuth, Berlin.

- DIN ISO 11 464 Probenvorbereitung für physikalisch-chemische Untersuchungen, Beuth, Berlin.
- DIN ISO 11 466 Extraktion von in Königswasser löslichen Spurenmetallen, Beuth, Berlin.
- DORNAUF, C. und W. BURGHARDT (2000): The Effects of Biopores on Permeability and Storm Water Infiltration –Case Study of the Construction of a School, in Proceedings of First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas, pp. 459-464.
- ELLERMANN, K. (1997): LIMES-Jahresbericht 1995 und Sondermessungen im 1. Halbjahr 1996, Reihe A Staubniederschlag und Inhaltsstoffe, Landesumweltamt NRW (Hrsg.): Luftqualität in Nordrhein-Westfalen, Essen, Eigendruck, 56 S.
- DVWK (1988) Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil 1, Beurteilung der Fähigkeit von Böden zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren, DVWK-Merkblatt Nr. 212.
- EUSTERBROCK, L. (1999): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in urbanen Böden Bayreuths, Diplomarbeit im Fach Geoökologie, Universität Bayreuth, Eigenverlag, 100 S.
- FEDERER, P. und H. STICHER (1994): Zusammensetzung und Spezierung der Bodenlösung eines mit Schwermetallen belasteten kalkreichen Bodens, in Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde , 157, S. 131-138.
- FERGUSON, J. (1992): Dust in the Environment – Elemental Composition and Sources; in DUNETTE, D. and R. O'BRIAN: The Science of Global Change – The Impact of Human Activities on the Environment, ACS Symposium Series 483, S. 117-133.
- FLURY, M. und H. FLÜHLER, W.A. JURY, J. LEUENBERGER (1994): Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. Water Resour. Res., 30, S. 1945-1954.
- FLURY, M. (1996): Experimental Evidence of Transport of Pesticides through Field Soils, in A Review. J. Environ. Qual., 25, S. 25-45.
- FÖRSTER, J. (1990): Roof Runoff: A Source of Pollutants in Urban Storm Drainage Systems? IN: Iwasa, Y. and Sueishi, T. (Hrsg.): Drainage Models and Quality Issues. Fifth International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka, Japan, 469-474.
- FÖRSTER, J. (1993): Dachflächen als Interface zwischen atmosphärischer Grenzschicht und Kanalsystem: Untersuchungen zum Transportverhalten ausgewählter organischer Umweltchemikalien an einem Experimentaldachsystem. Dissertation an der Fakultät Biologie, Chemie und Geowissenschaften der Universität Bayreuth.
- FÖRSTER u. HERRMANN (1996): Heavy Metal and ion pollution patterns in roof runoff. Proceedings of the 7th International Conference on Urban Storm Drainage, Hannover, Germany.
- FÖRSTNER, U. und W. AHLF, W. CALMANO, C. SCHUMANN, C. SELFHORN (1985): Wechselwirkung zwischen gelösten und festen Metallspezies bei der Infiltration und Untergrundpassage, in DVWK-Schriftenreihe Wasser, 45, Eschborn.

- FRÄNZLE, O. und I. BRUHM, K.-U. GRÜNBERG, K. JENSEN-HUSS, D. KUHN, G. KUHN, K. MICH, F. MÜLLER, E.-W. REICHEL (1987): Darstellung der Vorhersagemöglichkeit der Bodenbelastung durch Umweltchemikalien, UBA Forschungsbericht 10605026, Kiel.
- FREITAG, G. und J. GROSSMANN, M. HOFFMANN, B. MERKEL, R. PRÖMPER, B. SPERLING, P. UDLUFT, I. ULLSPERGER (1987): Beschaffenheit und Abfluß von Sickerwässern aus einem städtischen Siedlungsgebiet. Schlußbericht über das Teilprojekt A6 des SFB 81, TU München
- GEIGER, W. und H. DREISEITL (1995): Neue Wege für das Regenwasser, Oldenbourg, München, 293 S.
- GEIGER, W.F., DIERKES, C., KUTZNER, R., RÖDDER, A., USTOHAL, P. (1999): Einfluß unterschiedlicher Dachflächen auf Dynamik und Schadstoffbelastung von Niederschlagswasser im urbanen Raum. Schlußbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Az.: 04118, Essen, unveröffentlicht.
- GEORGII, H.-W. und C. PERSEKE, E. ROHBOCK (1983): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. UBA-Berichte 6/83, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- GERTH, J. (1985): Untersuchungen zur Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Bodentonfraktionen unterschiedlichen Stoffbestandes und verschiedenen Bodenkomponenten. Dissertation, Universität Kiel, 267 S.
- GIERSE, R. (1996): Schadstoffkataster der Stadt Wuppertal, in Mit. d. dt. bodenkundl. Gesellschaft, 80, S. 69-72.
- GÖTTLE, A. (1978) Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung: Ein Beitrag zur Modellierung der Abflußbeschaffenheit in städtischen Gebieten. – Ges. Zur Förderung des Lehrstuhls für Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen d. Techn. Univ. München. 124 S, München.
- GOLWER, A., SCHNEIDER, W. (1983): Untersuchung über die Belastung des unterirdischen Wassers mit anorganischen toxischen Spurenstoffen im Gebiet von Straßen. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 391, Bundesministerium für Verkehr, Bonn- Bad Godesberg.
- GOLWER, A. (1985): Qualitätsaspekte der Versickerung, in Mitteilungen – Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 57, 173-196, Hannover.
- GOLWER, A. (1986): „Hydrogeologisches Gutachten über den Einfluß von Start und Landebahnabfluß auf die Beschaffenheit des Grundwassers im Gebiet des Flughafens Frankfurt/Main“. Gutachten – 18.12.1986.
- GOLWER, A. und SCHNEIDER, W. (1982): Untersuchung über die Belastung des unterirdischen Wassers mit anorganischen toxischen Spurenstoffen im Gebiet von Straßen. Untersuchung über die Belastung des Grundwassers mit organischen Stoffen im Bereich von Straßen. Bundesminister für Verkehr (Hrsg.): Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 391.
- GROTEHUSMANN, Dieter (1995): Versickerung von Niederschlagsabflüssen unter Berücksichtigung des Grundwasserschutzes, in SIEKER, F. (Hrsg.): Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, SuG-Verlagsgesellschaft, Hannover, 225 S.

- GROTTKER, M. (1987): Runoff quality from a street with medium traffic loading. – *The Science of the total Environment* 59, 457-466.
- GRÖMPING, A.H.J., OSTAPCZUK, P., EMONS, H. (1994): Wet deposition in Germany: Long-Term Trends and the Contribution of heavy metals. – Institute of Applied Physical Chemistry, Research Centre of Jülich.
- HELLMANN, R. und M. HOLECZEK, H. ZEHLE (1976): Organische Stoffe im Regenwasser. *Vom Wasser*, 47, 57-79.
- HERMS, U. (1988): Löslichkeit von Schwermetallen im Boden unter variierenden Milieubedingungen, in *Dechema* 1988.
- HERMS, U. und G. BRÜMMER (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden, in *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 147, S. 400-424.
- HERRMANN, R. und J. DAUB, T. STRIEBEL (1992): Qualitative Beurteilung der Niederschlagsabflüsse. Schadstoffe im Regenabfluß. II. Präsentation des BMFT-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG am 8. Mai in Karlsruhe. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 64, Karlsruhe.
- HERRMANN, T., KAYSER, K. (1997): Bilanzierung des Stoffeintrags aus Niederschlagsabflüssen in Entwässerungssysteme: Kann die Regenwassernutzung einen Beitrag zur Entfrachtung des Klärschlammes von Schwermetallen leisten? *Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz SuG*, Nr. 40, 29-90.
- HILLER, D.A. (1998): Rückhaltung potentiell ökotoxischer Schwermetalle bei der dezentralen Regenwasserversickerung – Optimierung eines Regenwasser-Schadstofffilters. Antrag auf finanzielle Förderung eines Projektes zur Naturnahen Regenwasserbewirtschaftung, 19 S.
- HILLER, D.A. (1991): Elektronenmikrostrahlanalysen zur Erfassung der Schwermetallbindungsformen in Böden unterschiedlicher Schwermetallbelastung. *Bonner Bodenkundl. Abh.*, Bd. 4, 173 S.
- HILLER, D.A. und G. WINZIG (2000): Bodenchemische Untersuchungen von Versickerungsanlagen als Grundlage für eine nachhaltige Niederschlagswasserbewirtschaftung im Sinne des Boden- und Grundwasserschutzes. Antrag beim MUNLV auf finanzielle Förderung eines Projektes zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung.
- HILLER, D.A. und H. MEUSER (1998): *Urbane Böden*, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, 155 S.
- HILLER, D. A. und G.W. BRÜMMER (1997): Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. 2. Elementanalysen an Huminstoffaggregationen und Streustoffen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 47-56.
- HILLER, D.A. und G.W. BRÜMMER (1995): Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. 1. Methodische Grundlagen und Elementanalysen an pedogenen Oxiden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 158, 147-156.
- HILLER, D.A. und M. VEERHOFF, G.W. BRÜMMER (1993): Mikrosonden- und Röntgenbeugungs-Untersuchungen an Tonbelägen von lessivierten Böden aus Löß. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 219-227.

- HORNBURG, V. (1996): Schwermetall-Gesamtgehalte in verschiedenen Böden nordrhein-westfälischer Naturräume. Geol. Jb., A144, S. 209-254.
- HORNBURG, V. und G.W. BRÜMMER (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität, in Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 156, S. 467-477.
- HÜTTER, U. (1999): Qualitative Untersuchungen an Versickerungsanlagen, in RGW informiert: Regenwasserversickerung in Wasserschutzgebieten, Informationsveranstaltung am 19.05.99 im Dienstleistungszentrum Merheim, S. 43-59.
- HUTH; B., RENNERT, S., GROTHKOPP, H., LÜTZNER, K. (1995): Schadstoffeintrag durch atmosphärische Deposition. – IN: Schadstoffe im Regenabfluß III. BMFT-Verbundprojekt NIEDERSCHLAG, Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- JAKOBS, J., KARAVOKIROS, G., ZIMMERMANN, J., SCHMITT, T.,G. (1997): HAUSS: ein hydrodynamisches Abfluß- und Schmutzfrachtmodell zur Erfassung des Transportverhaltens anthropogener Schadstoffe. In: Schriftenreihe des ISWW, Band 86, Karlsruhe.
- KLEIN, H. (1982): Die Beschaffenheit der Niederschlagsabflüsse von Autobahnen. – Wasserwirtschaft 72, 37-43.
- KNOBLAUCH, S. (1996): Wasser- und Stofftransport über präferentielle Fließbahnen in Böden- eine Literaturübersicht, in Wasserwirtschaft 86, S. 598-602.
- KOCH, S. und M. BOLLER (1996): Regenwasserversickerung aus der Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes, in Entwässerungstechnik im Umbruch, 71. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 26.09.1996, Kommissionsverlag R. Oldenbourg GmbH, München, S. 25-58.
- KRAUTH, K.K., KLEIN, H. (1982): Untersuchungen über die Beschaffenheit des Oberflächenwassers von Bundesautobahnen.- Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 363, Bundesministerium für Verkehr, Bonn- Bad Godesberg.
- LAWA (Hrsg.) (1994): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden, Länderarbeitsgemeinschaft Grundwasser, Stuttgart.
- LESCHBER, R. und K.-D. PERNAK (1992): Verhalten und Verbleib von Schadstoffen bei der Versickerung von Niederschlagswasser, in Abwassertechnik, Heft 6/1992, S. 17-19.
- LEVSEN, K., BEHNERT, S., PRIE?, B., WINKLER, H.-D. (1991): Organic Compounds in Precipitation. Fresenius Z. Anal. Chem., 665-671.
- LINEHAN, D.J. und A.H. SINCLAIR, M.C. MITCHELL (1989): Seasonable changes in Cu, Mn, Zn and Co concentrations in soil in the root-zone of barley. J. Soil Sci. 40, 103-115.
- LITZ, N. (1990): Kontamination von Böden: Organische Verbindungen, in BLUME (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, S. 340-375.
- LITZ, N. und H.-P. BLUME (1989): Verhalten organischer Chemikalien in Böden und dessen Abschätzung nach einer Kontamination. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30, 335-364.
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.) (1997): Jahresbericht 1996, Essen.

- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2000): Trends in verschiedenen Gebieten: Jahresmittelwerte für Blei und Cadmium im Schwebstaub, www.lua.nrw.de.
- MENCH, M. and J.L. MOREL; A. GUCKERT, B. GUILLET (1988): The effect of soil organic matter levels on soil solution concentrations and extractabilities of Manganese, Zinc and Copper. *Geoderma* 42, 177-188.
- MÜLLER, I. (2000): Einfluß eisenoxidhaltiger Bodenzusätze auf die Mobilität von Schwermetallen in kontaminierten Böden, in *Boden und Landschaft – Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie der Justus-Liebig-Universität, Gießen*, 161 S.
- MÜLLER, I. und E. PLUQUET (1998): Verringerung der Bioverfügbarkeit von Schwermetallen in kontaminierten Böden durch Zugabe von Eisenoxiden. Abschlußbericht für das BMBF; Förderkennz. 0339601, 145 S.
- MIKKELSEN, P.S. und M. HÄFLINGER, M. OCHS, P. JACOBSEN, T.J. TJELL, M. BOLLER (1996): Experimental assessment of soil and groundwater contamination from two old infiltration systems of road-runoff in Switzerland, in *The Science of the Total Environment*, 189/190, S. 341-347.
- MOLL, B. (1990): Regenwassernutzung. In: *Fachliche Berichte HWW*. Nr. 2, 33-43, Hamburg.
- MORGENSTERN, M. (1988): Abspülung organischer Umweltchemikalien von Dächern. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth.
- MURL (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein Westfalen (Hrsg.)) (1998): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung. Zukunftsfähige Wasserwirtschaft im Einklang mit ökologischen und ökonomischen Anforderungen. Düsseldorf, 74 S.
- NGUYEN, V.D., MERKS, A.G.A., VALENTA, P. (1989): Atmospheric deposition of acid, heavy metals, dissolved organic carbon and nutrients in the Dutch delta area in 1980-1986.- *The Science of Total Environment* 99: 77-91, Amsterdam.
- OTTOW, S. (1982): Pestizide – Belastbarkeit, Selbstreinigungsvermögen und Fruchtbarkeit von Böden, in *Landwirtschaftliche Forschung*, Band 35.
- PFEFFER und ELLERMANN (1991): Berichte über die Luftqualität in Nordrhein-Westfalen. –LIMES-Jahresbericht 1991, Landesanstalt für Immissionsschutz NRW, Essen, 122 S.
- QUECK, U., FÖRSTER, J. (1993): Trace Metals in Roof Runoff. In. *Water, Air and Soil Pollution*, 68, 373-389.
- REINIRKENS, P. (1990): Zur Erfassung verkehrsbedingter Emissionen in straßenbegleitenden Böden und deren Auswirkungen auf das Sickerwasser, in *VDI-Berichte* Nr. 837, S.783-797.
- REINIRKENS, P. (1991): Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf die Landschaftsfaktoren Boden und Wasser. Forschungsbericht FE-Nr: 02.129G88L im Auftrag des Bundesministers für Verkehr.
- RHESE, W. (1977): Elimination und Abbau von organischen Fremdstoffen, pathogenen Keimen und Viren in Lockergesteinen, in *Z. Deutsch. Geol. Ges.*, Band 128.
- ROHBOCK, E. (1985): Trockene und feuchte Deposition von Schwermetallen, in BRECKLE, S.W. und H. KAHLE: *Bielefelder ökologische Beiträge*, Bd.1,1985, S.65-83.

- ROTT, U., SCHLICHTIG, B. (1994): Regenwassernutzung – Ein Beitrag zum Gewässerschutz oder eine Gefährdung für die Sicherheit unserer Wasserversorgung? Wasser u. Boden, 11.14-21.
- RUPPERT, H. (1975): Geochemical Investigations on Atmospheric Precipitation in a Medium-Sized City (Göttingen). Water, Air and Soil Pollution 4, 447-460.
- SCHEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 494 S.
- SCHIMMING, C.-G. (1990): Kontamination von Böden: Metalle, in BLUME (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, S. 258-303.
- SCHLICHTING, E. und H.-P. BLUME, K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum, Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler, Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin-Wien, 295 S.
- SHU, P. (1997): Zum Verhalten ausgewählter Schadstoffe in urbanem Niederschlag und Dachabfluß. Dissertation im Fachbereich Chemie der Universität-GH Essen, Shaker Verlag, Aachen.
- STADT WUPPERTAL (Hrsg.) (1993): Umweltschutz in Wuppertal –Bodenbericht 1993-Eigenverlag, 71 S.
- STOTZ, G. und K. KRAUTH (1998): Bemessung der Versickerungsflächen nach dem Bodenbelastungspotential; in Korrespondenz Abwasser (45), Nr.9, S.1689-1699.
- SWARTJES, F. (1990): Numerische Simulation der eindimensionalen Schwermetallverlagerung im homogenen gesättigten/ungesättigten Boden. Fallstudie: „Rieselfelder Karolinenhöhe, Berlin, Gatow“. Dissertation vorgelegt im Fachbereich 14 Landschaftsentwicklung der TU Berlin.
- TILLER, G.K. und J. GERTH, G.W. BRÜMMER (1984): The Relative Affinities of Cd, Ni and Zn for Different Soil Clay Fractions and Goethite, in Geoderma, 34, S. 17-35.
- TrinkwV (1993): Verordnung über Trinkwasser und Wasser für Lebensmittelbetriebe, Fassung vom 26.2.1993.
- WINTER, J. (1993): Die Belastung von Boden und Grundwasser durch Versickerung von Oberflächenabflüssen aus einem kommunalen Betrieb am Beispiel der anorganischen Schadstoffe, in Schriftenreihe Verschiedene Beiträge zur Hydrologie 6, 89-104, Hannover.
- XANTHOPOULOS, C. (1990): Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsystemen. In: Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 58: Schadstoffe im Regenabfluß städtischen Gebieten.
- XANTHOPOULOS, C. (1992): Schadstoffe im Regenabfluß II. Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Band 64.
- ZDD (1994): Die Deutschen Dachdecker – Geschäftsbericht 1993/1994. Erstellt vom Zentralverband des Deutschen Dachdeckerhandwerkes, Köln.

