

Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in frisch geschütteten Böden

Versuche an der Lysimeteranlage Horw / LU

Master Thesis

Author(s):

Kuster, Emmanuel

Publication date:

2007

Permanent link:

<https://doi.org/10.3929/ethz-a-005369198>

Rights / license:

[In Copyright - Non-Commercial Use Permitted](#)

Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in frisch geschütteten Böden

Versuche an der Lysimeteranlage Horw / LU



Diplomarbeit
Emmanuel Kuster
Januar 2007

Fakultätsvertreter:

Prof. Dr. Michael W.I. Schmidt, Geographisches Institut, Universität Zürich

Betreuung:

PD Dr. Markus Egli, Geographisches Institut, Universität Zürich
Dr. Stéphanie Roulier, Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich

Inhaltsverzeichnis

I. Danksagung	3
II. Zusammenfassung	4
1. Einleitung ins Thema	5
1.1 Allgemeine Aspekte der Schadstoffbelastung im Strassenrandbereich	7
1.2 Möglichkeit der Entwässerung über das Bankett	8
1.3 Schwermetallmobilität in Böden	10
1.3.1 Spezifische und unspezifische Adsorption	11
1.3.2 Unterschiede im Mobilitätsverhalten	11
1.3.3 Bodenchemische Einflussgrößen auf die Schwermetallmobilität	12
1.3.3.1 pH-Wert	12
1.3.3.2 Organischer Kohlenstoff	15
1.3.3.3 Tongehalt	15
1.3.4 Präferenzieller Fluss	16
2. Rechtliche Aspekte zur Weiterverwendung von belasteten Böden	17
2.1 Legaldefinition	17
2.2 Entscheidungsregeln im Falle der Unsicherheit	18
2.3 Das Vorsorgeprinzip im Bodenschutz	18
2.4 Der Bodenschutz auf Verordnungsstufe	19
2.4.1 Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) vom 1. Juli 1998	19
2.4.2. Technische Verordnung über Abfälle (TVA) vom 10. Dezember 1990	21
2.4.3 Chemikalien-Risiko-Reduktions-Verordnung (ChemRRV)	21
vom 18. Mai 2005	21
2.4.4 Verordnung vom 26. August 1998 über die Sanierung von belasteten	21
Standorten (Altlasten-Verordnung, AltIV) vom 26. August 1998	21
2.5 Konkrete Vorgehensweise bei der Umsetzung	22
3. Forschungsgegenstand und Fragestellung	23
4. Material und Methoden	24
4.1 Lysimeterbecken	24
4.2 Wetterdaten	26
4.3 Bodenprobenahme	27
4.3.1 Probenahmeraster	28
4.3.2 Korngrößenanalyse mit der Pipettmethode	30
4.3.3 Organisch C nach Walkley&Black	31
4.3.4 Element-Gehalte	31
4.3.5 Wasserstoffionenkonzentration (pH)	31
4.3.6 Elektrische Leitfähigkeit	32
4.3.7 Titrationsexperiment	32
4.4 Beprobung des Sickerwassers	32
4.4.1 Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) mit Flamme	33
4.4.2 Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) mit Graphitrohr	34
4.4.3 Ionenchromatographie (IC)	37
4.5 Beprobung der Pflanzen	39
5. Resultate	40
5.1 Klima während dem Beprobungszeitraum	40
5.2 Ausflusscharakteristik	41
5.3 Sickerwasseranalyse	43
5.4 Auswaschung der Ionen Chlorid, Nitrat und Sulfat	50

5.5 Homogenitätsanalyse	53
5.5.1 Physikalische Bodeneigenschaften	53
5.5.2 Org. C und pH	54
5.5.3 Elementkonzentrationen	55
5.6 Elektrische Leitfähigkeit des Bodens.....	57
5.7 Schwermetallgehalt in den Pflanzenproben.....	58
6. Diskussion.....	61
6.1 Homogenität des Bodenmaterials	61
6.2 Belastung von Boden, Sickerwasser und Pflanzen	62
6.2.1 Bodenmaterial	62
6.2.2 Auswaschung von Schadstoffen	63
6.2.3 Pflanzenmaterial	65
6.2.4 Transferkoeffizienten.....	68
6.3 Modellierung der Bodenversauerung.....	69
6.4 Der Lysimeterboden innerhalb der Wertebanden der VBBo.....	72
6.5 Ein Strassenrandboden aus Burgdorf.....	73
6.6 Transportprozesse	74
6.7 Vergleich mit den Resultaten von Oetjen (2005)	74
6.8 Die relative Bindungsstärke des Strassenrandbodens nach Walthert (1999).....	76
7. Schlussfolgerungen.....	78
8. Literatur.....	79
Anhang.....	82

I. Danksagung

Für die Unterstützung im Labor und die hilfreichen Diskussionen danke ich Werner Attinger, Anna Grünwald, René Saladin, Peter Kägi, Yvonne Moosmann. Werner Attinger möchte ich insbesondere für die Inbetriebnahme der Lysimeter und den Betrieb der Anlage danken.

Für die Betreuung der gesamten Arbeit möchte ich mich bei Dr. Stéphanie Roulier, PD Dr. Markus Egli und Prof. M.W.I. Schmidt bedanken.

Für die aufschlussreichen Diskussionen und wertvollen Ideen bedanke ich mich bei Prof. Dr. Gerhard Furrer, Prof. Dr. Rainer Schulin, PD Dr. Bernd Nowack, Dr. Brett Robinson, Dr. Erwin Hepperle, Dr. Héctor Miguel Conesa Alcaraz, Ahmad Moradi, Martin Tschan, Erika Fässler, Lu Zhao, Martin Keller und Matthias Achermann.

II. Zusammenfassung

Bei vielen umfangreichen Bauvorhaben fallen grosse Kubaturen an Bodenmaterial an, welche über den gesetzlich vorgegebenen Grenzwerten zur Wiederverwertung liegen. Zur Entsorgung muss Deponievolumen in Anspruch genommen werden. Schon jetzt kann von einigen Deponien nicht mehr jeder Aushub angenommen werden. Deponievolumen ist nicht unbegrenzt vorhanden, weshalb sich mit der Zeit ein Konflikt einstellen wird. Weil bei gewissen Voraussetzungen kein Schwermetallaustrag aus dem Material festzustellen ist, könnte es für bestimmte Verwendungszwecke nützlich eingesetzt werden. Dabei muss allerdings die Sicherheit der Umwelt und des Grundwassers vor Auswaschungen gewährleistet sein. In der vorliegenden Arbeit wurde mit Hilfe von zwei Lysimeterbecken (3.5 x 5 m) ein Strassenrandboden untersucht der erhöhte Schwermetallgehalte aufweist (Cadmium ~ 1.4 mg/kg; Blei ~ 465 mg/kg; Zink ~ 520 mg/kg). Der Boden war als Mittelstreifen der Autobahn A 2/6 jahrzehntelang den Emissionen des Strassenverkehrs ausgesetzt gewesen. Diese Autobahn weist ~ 60'000 Fahrzeuge pro Tag in beide Richtungen auf. Die Schwermetallbelastungen im Strassenbereich sind für Blei 2200 g · ha/y, Cadmium 60 g · ha/y, Kupfer 3500 g · ha/y und Zink 14'000 g · ha/y. Diese Werte stellen Grössenordnungen bei mittlerer Verkehrsbelastung dar. Die Schadstoffeinträge sind in erster Linie abhängig von der Verkehrsbelastung.

Die Austräge aus den Böden sind für Blei und Nickel im Sickerwasser messbar. Diese sind vermutlich vor allem an Partikel oder DOC (Dissolved organic carbon) gebunden. Die ersten Proben nach der Schüttung weisen Maximalgehalte von 11 µg/l Blei und 7.6 µg/l Nickel auf. Danach sinken die Konzentrationen und pendeln sich auf tiefem Niveau ein. In den angebauten Pflanzen wurden bis zu 90 mg/kg Blei, 0.9 mg/kg Cadmium, 12 mg/kg Nickel und 215 mg/kg Zink gemessen.

Es sind in den Böden weder erhöhte Salzgehalte noch in den Sickerwasserproben erhöhte Mengen an Chlorid messbar. Salzionen, die als Tausalz eingetragen wurden, sind sehr mobil und wurden schon vorher aus dem Boden ausgewaschen. Es wurden stark erhöhte Nitratgehalte im Sickerwasser gemessen (70 – 180 mg/l). Dies wird als eine Folge der Mineralisierung der organischen Substanz im Zuge der Umlagerung des Bodens interpretiert.

Die Schwermetallmobilität nimmt in Böden erst ab tieferen pH-Werten zu. Der Boden dürfte gemäss Berechnungen in Kapitel 6.3 noch mindestens 500 Jahre im leicht alkalischen Bereich liegen. In einem Titrationsexperiment musste der Säureeintrag von mehreren Tausend Jahren appliziert werden, um den Boden bis pH ~ 4 sinken zu lassen.

Die Resultate zeigen, dass gegen eine begrenzte Wiederverwendung des Bodens aus Sicht des Umweltrisikos nichts einzuwenden ist. Die Nutzungen Futterpflanzenanbau oder Weidewirtschaft sollten ausgeschlossen werden. Wenn der pH-Wert der wiederverwendeten Böden im neutralen bis leicht alkalischen Bereich liegt, besteht für das Grundwasser keine Gefahr. Eine Wiederverwendung sollte im Strassenbereich, z.B. als Strassenböschung, erfolgen.

1. Einleitung ins Thema

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts begann man in der Schweiz damit, die Strassen mit Asphalt und Betonoberflächen zu versiegeln. Die wichtigsten Vorzüge gegenüber den Schotterpisten waren die grosse Belastbarkeit und Haltbarkeit, sowie weniger Staubentwicklung. Besonders ab den 1920er Jahren wuchs der Kraftfahrzeugverkehr schnell an. Im Zuge von Arbeitsbeschaffungsprogrammen während der Weltwirtschaftskrise gewann der Bau von befestigten Strassen an Bedeutung. Heute bedecken die befestigten Oberflächen der Schweiz eine Gesamtfläche von ca. 160'000 ha (Boller, 2005). Dies sind etwas weniger als 4 Prozent der Gesamtfläche der Schweiz. Davon sind wiederum 47 Prozent Strassenoberflächen (Boller, 2005). Je nach Frequenz der Befahrung ergeben sich unterschiedlich starke Immissionen von einer Reihe schädlicher Substanzen. Diese Immissionen werden hauptsächlich über zwei Wege fortgeführt. Entweder werden sie vom Strassenabwasser mitgeführt und landen im Meteorwasser, oder sie lagern sich in den Strassenrandböden ab (Boller, 2005).

„Die umweltgerechte Entsorgung von Strassenabwasser ist eine in der Schweizerischen Gewässerschutzpraxis noch weitgehend ungelöste Problematik. Die direkte Einleitung in die Gewässer oder die Einleitung in die Mischwasserkanalisation sind gängige Entsorgungswege. Die Auswaschung von Strassenflächen während Regenereignissen führt bekanntlich zu markanten Konzentrationsschüben verschiedener Schadstoffe, namentlich Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, die durch die Emissionen des Strassenverkehrs verursacht werden. Die Schadstofffrachten erzeugen in den in der Schweiz häufig vorhandenen kleineren Gewässern ökotoxisch relevante Bedingungen durch stark erhöhte Konzentrationen und längerfristige Anreicherungen in den Sedimenten (Boller, 2006).“

Forschungen der EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz) zeigen, dass es sinnvoll ist die Strassen vermehrt über das Bankett (die Strassenrandböschung) zu entwässern (Boller, 2005). In Folge werden die Strassenrandböden zunehmend Schadstoffdepositionen ausgesetzt. Wie sich einige dieser Schadstoffe in den Strassenrandböden verhalten wurde in dieser Arbeit untersucht. Es wurden insbesondere die Konzentrationen der Schwermetalle Zink, Blei, Cadmium, Eisen und Nickel im Abfluss eines frisch geschütteten Strassenrandbodens gemessen. Bei der Probenmessung wurde die gelöste und die partikuläre Fraktion gemessen. Eine Kontamination des Sickerwassers ist bei Messungen der partikulären und der gelösten Fraktion beobachtet worden, die Gehalte sind in den Abbildungen 16 bis 21 dargestellt.

Die Studie diente als Pilotprojekt für die Lysimeteranlage in Horw. Es wurden Erfahrungen in der Handhabung der Anlage gemacht. Diese Erfahrungen werden einen Einfluss auf weitere Projekte haben, die mit Hilfe dieser Anlage durchgeführt werden.

Die Auswaschung von Schwermetallen aus kontaminierten Böden wurde von Cambreco et al. (1996) in ungestörten und homogenisierten Säulenlysimetern untersucht. Den am Projekt beteiligten sind keine Untersuchungen bekannt, bei denen umgelagerte, mit Schwermetallen kontaminierte Böden, unter wirklichkeitsnahen Bedingungen auf ihre Schwermetallauswaschung untersucht wurden.

Zink ist ein essentielles Spurenelement für Mikroorganismen, Pflanzen, Tiere und Menschen. Zink-Enzyme spielen bei allen Lebewesen eine Rolle in wichtigen Stoffwechsel-Funktionen. Mangelercheinungen, insbesondere bei Pflanzen und Men-

schen, sind deshalb ein häufiges Problem. Toxische Effekte, vor allem bei Pflanzen und Mikroorganismen, treten erst bei sehr hohen Konzentrationen auf. Toxikologisch weitaus bedenklicher sind Cadmium [Cd] und Blei [Pb], häufige Begleitstoffe von Zink [Zn].

Die Primärproduktion von Zn ist die zweitgrösste aller Schwermetalle. Punktquellen sind zumeist die Zn-Gewinnung und -Verarbeitung, die Verhüttung weiterer Nichteisen-Metalle, sowie die Verbrennung fossiler Brennstoffe. Die anthropogenen Immissionen werden um eine Grössenordnung höher eingeschätzt als die natürlichen aus Erosions- und Vulkanstaub. Von Bedeutung ist auch die weiträumige Belastung von landwirtschaftlich genutzten Böden durch die Anwendung von Klärschlamm, aber auch von Dünger und Pestiziden.

Zink weist eine sehr grosse Mobilität und biologische Verfügbarkeit auf, die in erster Linie vom pH-Wert der Bodenlösung gesteuert wird. Die Bindung an organische Bodensubstanz bzw. gelöste organische Substanz in der Bodenlösung ist deutlich schwächer als bei Kupfer [Cu] (Walthert et al., 1999).

Blei ist ein nicht essentielles Element und toxisch insbesondere für Mikroorganismen und Säugetiere. Beim Menschen wirkt Pb auf das Nervensystem, das Herz und die reproduktiven Organe. Dabei spielen vor allem die Aufnahme mit Trinkwasser aus bleihaltigen Leitungen bzw. die orale Aufnahme von Bodenpartikeln, insbesondere für Kinder, eine wichtige Rolle.

Die bedeutendste anthropogene Quelle für Pb sind die Autoabgase aus der Zeit der Verwendung von verbleitem Benzin. Weitere Quellen sind die Metallgewinnung und -verarbeitung, die Ausbringung von Klärschlamm sowie die Verwendung von Farben. Von allen Schwermetallen ist Pb im Boden am wenigsten mobil. Die Bindung an die organische Bodensubstanz führt häufig zu einer besonders starken Akkumulation von durch die Atmosphäre eingetragenem Pb im Oberboden (Walthert et al., 1999).

Von **Cadmium** ist keine essentielle biologische Funktion bekannt. Schon in geringen Konzentrationen ist es für alle lebenden Organismen toxisch. Ein besonders grosses Problem beim Menschen ist die chronische Akkumulation in den Nieren.

Cadmium wird vor allem als ein mit Zn und Pb assoziiertes Element in die Umwelt eingetragen. Die Gewinnung und Verarbeitung von Cd selber ist vergleichsweise unbedeutend. Wichtige Punktquellen sind deshalb vor allem Zn- und Pb-Minen bzw. Schmelzen, aber auch die Verbrennung von Kehrlicht und fossilen Brennstoffen. Wegen der grossen Flüchtigkeit von Cd ist die atmosphärische Verbreitung bedeutend. Eine grossflächige Belastung von landwirtschaftlich genutzten Böden erfolgt durch die Anwendung von Klärschlamm und Phosphatdüngern. Im Klärschlamm ist auch die biologische Verfügbarkeit von Cd hoch.

Unter den Schwermetallen ist Cd am mobilsten und wird von Pflanzen leicht aufgenommen. Die wichtigste Steuergrösse für die Mobilität und biologische Verfügbarkeit von Cd im Boden ist der pH-Wert, während, wie bei Zn, die Bindung an organische Bodensubstanz bzw. gelöste organische Substanz in der Bodenlösung relativ schwach ist. Cadmium kann durch Calcium [Ca] und Magnesium [Mg] von Austauscherplätzen im Boden verdrängt werden. Umgekehrt vermag Cd an der Oberfläche von Ca- oder Mg-Carbonat-Kristallen einzutauschen, da Cd-Carbonat viel schwerer löslich ist als die Erdalkali-Carbonate. Dies erklärt u.a. die sehr hohen Cd-Gehalte jurassischer Böden, da bei der Verwitterung der Carbonatgesteine die unterschiedliche Löslichkeit der verschiedenen Carbonate zur Rückstandanreicherung von Cd führt (Walthert et al., 1999).

Nickel ist ein essentielles Spurenelement für Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere. Mit Ausnahme von hohen lithogenen Gehalten auf Serpentin–Gestein sind natürlich vorkommende Gehalte im Boden nicht toxisch für Pflanzen und Tiere.

Punktquellen für Nickel [Ni] sind die Metallgewinnung und –verarbeitung (das Element ist Bestandteil vieler Legierungen) sowie die Verbrennung und Raffinierung von fossilen Brennstoffen. Böden mit hohen lithogenen Gehalten finden sich insbesondere auf Serpentin–Gestein. Eine grossflächige Belastung ergibt sich durch die Anwendung von Kunstdünger und Klärschlamm, welche zu Toxizitätsproblemen bei Pflanzen führen können.

Nickel bildet mit organischen Substanzen vergleichsweise schwache Komplexe. Hingegen wird es bei hohen pH–Werten an Eisenoxide gebunden (Walther et al., 1999).

1.1 Allgemeine Aspekte der Schadstoffbelastung im Strassenrandbereich

Durch den Strassenverkehr wird eine Vielzahl an Schadstoffen emittiert, welche sich teilweise auf Strassenoberflächen ablagern und in die nähere Umgebung verfrachtet werden. Es ist bekannt, dass bewachsene Seitenrandstreifen von Strassen je nach Verkehrsbelastung mehr oder weniger stark mit Schadstoffen angereichert sind. Unter den Schadstoffen sind insbesondere Korrosionsprodukte von metallischen Werkstoffen und Fahrzeugen, Pneubetriebe, organische Produkte aus dem Verbrennungsprozess in Motoren, Treibstoffadditive, Öle und Schmiermittel zu erwähnen. Stoffspezifisch sind dabei die Metalle Zink, Kupfer, Blei, Cadmium und Nickel zu erwähnen und auf organischer Seite gelten Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe [PAK] und Benzinadditive als problematisch. Bei Regen werden diese Ablagerungen suspendiert oder gelöst und können mit dem sich bildenden Strassenabwasser verfrachtet werden. Abhängig vom gewählten Entwässerungssystem führen diese Stoffe in der Umwelt kurz– oder mittelfristig zu Problemen (Boller, 2006).

Grundsätzlich werden die vom Verkehr emittierten Stoffe je nach Art der Entwässerung und dem Betrieb der Strasse unterschiedlich verfrachtet. Die seitliche Verfrachtung durch Wind und Gischt, der Abtransport mit dem Regenwasser in die Strassenkanalisation sowie die Strassenreinigung sind die Prozesse, die die anfallenden Schadstoffe von der Strasse wegtransportieren. Die seitliche Verfrachtung findet immer statt, sodass auch bei vorhandener Strassenkanalisation angrenzende bewachsene Böden belastet sind (Boller, 2005). Die Relevanz der Schwermetall–Einträge in Strassenränder soll die Abbildung 1 illustrieren.

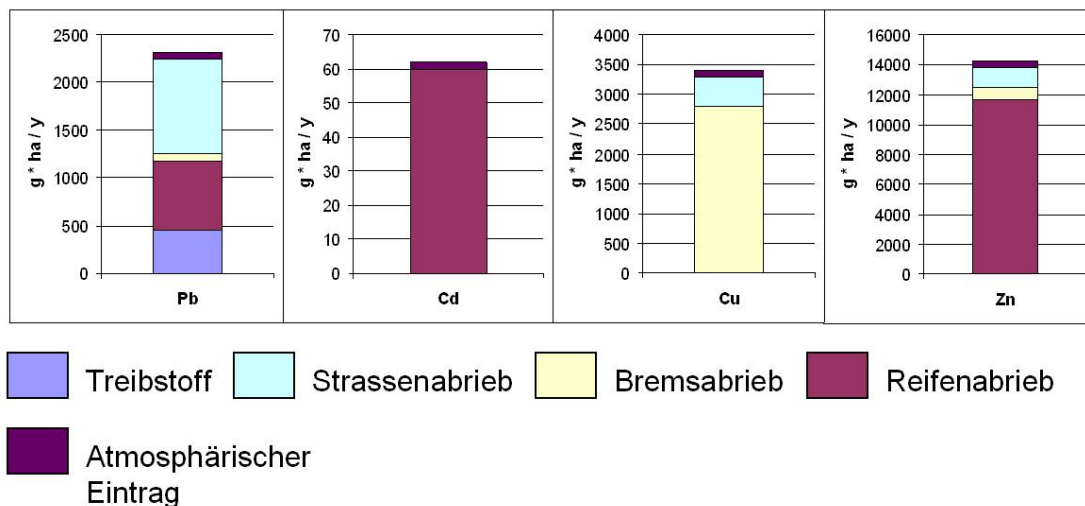


Abbildung 1: Einträge von Schwermetallen im Bereich der Strasse in (g/ha Strasse und Jahr) (Boller, 2005)

Die Schadstoffbelastung seitlich der Strassen ist stark vom Verkehrsaufkommen und von der Art und dem Zustand der Fahrbahn abhängig. Dies gilt jedoch nicht für die Schadstoffgruppe der PAK. Diese weist vielmehr einen Zusammenhang mit der Fahrbahn auf (Colenco, 2000).

1.2 Möglichkeit der Entwässerung über das Bankett

Anfang 2006 wurden Arbeiten abgeschlossen, in denen die so genannte Versickerung über die Schulter untersucht wurde (Boller, 2006a,b). Dabei wird Strassenwasser über den Strassenrand direkt in das angrenzende Land entwässert (zur Illustration siehe auch Abb. 2) und versickert dort über den humosen Oberboden. Der Vorteil dieses Verfahrens ist die einfache bauliche Ausführung. Untersuchungen zeigen zudem, dass manche der im Strassenwasser enthaltenen, umweltrelevanten Schadstoffe grösstenteils im humosen Oberboden zurückgehalten werden. Damit wird ein weitgehender Grundwasserschutz erreicht, allerdings zu Lasten des Bodenschutzes. Bezüglich dieser Entwässerungstechnik waren noch einige Fragen ungeklärt. Insbesondere inwiefern die schon seit Jahrzehnten im Einsatz stehenden und deshalb schon wesentlich vorbelasteten Strassenborde auch heute noch in der Lage sind, die im Strassenabfluss enthaltenen Schadstoffe zuverlässig zurückzuhalten. Ebenfalls von zentraler Bedeutung ist die Frage nach der Breite und der Tiefe der belasteten Sickerhorizonte, die als Anlagen zu klassifizieren sind und deshalb Nutzungsbeschränkungen unterliegen sollten bzw. später korrekt entsorgt werden müssen (Boller, 2005).

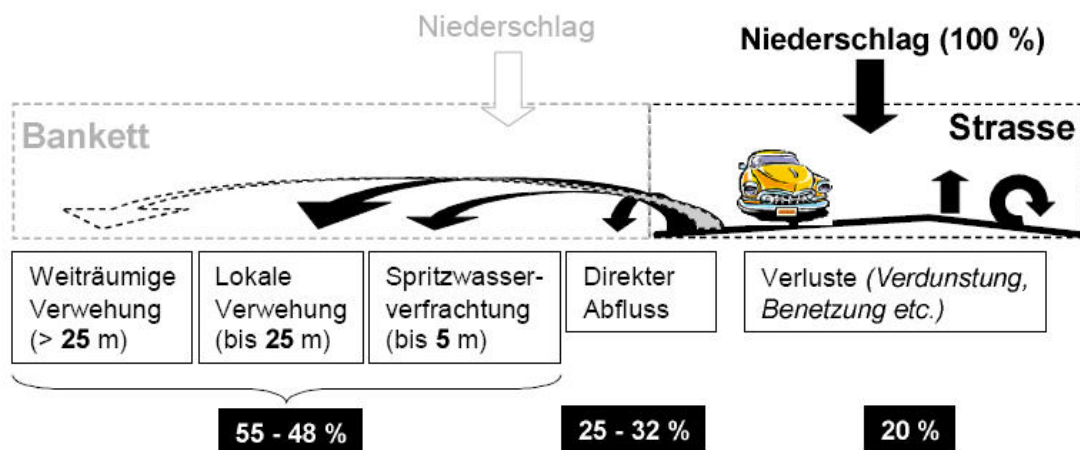


Abbildung 2: Das Abflussverhalten von Strassenabwasser (Boller, 2005)

Markus Boller und sein Team von der EAWAG führten im Jahr 2005 Versuche unter realistischen Bedingungen auf einem Strassenabschnitt in der Nähe von Burgdorf durch (Boller, 2006a,b). Der Strassenabschnitt wird mit 17'000 Fahrzeugen pro Tag sehr stark befahren und bereits seit fünf Jahrzehnten über das Bankett entwässert. Ihr Ziel war es, die mit der Strassenentwässerung verbundenen Schadstoffflüsse zu charakterisieren. Dabei machten sie folgende Schlussfolgerungen:

- ◆ Das Bankett wird noch Jahre bzw. Jahrzehnte in der Lage sein, PAK und Schwermetalle grösstenteils wirkungsvoll zurückzuhalten. Allerdings nimmt das Auswaschungspotential mit zunehmender Standzeit und zunehmender Belastung zu.
- ◆ Der Aufbau des Oberbodens des Bankettes kann für den Rückhalt von PAK und Schwermetallen als geeignet bezeichnet werden. Für künftige Anlagen wird deshalb eine Mächtigkeit des A-Horizontes von > 30 cm mit einer Kationenaustauschkapazität > 100 mmol kg⁻¹ TS empfohlen.
- ◆ Gemäss den Richt- und Prüfwerten der „Wegleitung Bodenaushub“ (Buwal, 2001b) sind zur Beurteilung der Schadstoffbelastung des Bankettes die PAK- und nicht die Schwermetallgehalte massgebend. Die PAK-Richtwerte im Bankett werden bis zu einem Strassenabstand von 4 m und einer Tiefe von 50 cm erreicht oder überschritten.
- ◆ Die Belastung des Bankettes mit Schwermetallen kann bis zu einem Strassenabstand von 2 m hauptsächlich mit den Stoffeinträgen, stammend vom Strassenabfluss und vom Spritzwasser, sowie von der lokalen Deposition (< 25 m Strassenabstand) erklärt werden.
- ◆ Würde, wie im Fall der Schachenstrasse, Burgdorf, nur das von der Fahrbahn ablaufende Strassenwasser gefasst, könnten nur ca. 20 % der Schadstofffracht abgeleitet werden. Die Problematik der Schadstoffanreicherung im Bankett würde damit nicht grundsätzlich entschärft. In solchen Situationen wird deshalb empfohlen, auf eine Ableitung und Behandlung des Strassenwassers zu verzichten (Boller, 2006a,b).

Da also nur 20 % der Schadstofffracht durch das von der Fahrbahn ablaufende Wasser gefasst wird, ist es sinnvoll, eine Entwässerung über das Bankett vorzunehmen. Dies ist bei hart verbauten Strassen ohne direkt anschliessende Böden nicht möglich. Im Falle von Tunnels, Brücken oder Strassen mit Lärmschutzwänden müssen andere Lösungen gefunden werden. Ein Strassenbankett scheint aber durchaus in der Lage zu sein, über sehr lange Zeiträume hinweg Schadstoffe wie PAK oder Schwermetalle wirkungsvoll zurückzuhalten. Die Frage ist jedoch, wie lange der Boden eine solche Filterwirkung aufrechterhalten kann. Ebenfalls interessant wäre es zu wissen, wie ein solcher Boden, der stark belastet ist, nach einer Umlagerung und Neuschüttung reagiert.

1.3 Schwermetallmobilität in Böden

Schwermetalle wirken in höheren Konzentrationen sowohl auf Mikroorganismen als auch auf Pflanzen toxisch. Abgesehen von den Elementen ohne nachgewiesene ernährungsphysiologische Funktion wie Cd, Pb und Quecksilber [Hg] können auch essentielle Schwermetalle wie Zn, Cu, Ni, Fe und Mangan [Mn] bei Überangebot das Wachstum und den Ertrag der Pflanzen negativ beeinflussen. Die Löslichkeit der Schwermetalle im Boden wird vor allem durch Sorptions- und Komplexbildungsvorgänge gesteuert. Ausfällungsreaktionen können in der Regel vernachlässigt werden. Die wichtigsten bodenspezifischen Einflussgrössen der Schwermetall-Mobilität sind:

- der pH-Wert
- die organische Substanz
- der Schwermetall-Gesamtgehalt
- das Redoxpotential
- der Tongehalt
- der Gehalt an Sesquioxiden
- der Gehalt an Komplexbildnern
- partikuläre Auswaschung via präferenziellen Fluss

Im Allgemeinen nimmt die Schwermetall-Löslichkeit mit steigendem pH-Wert und steigenden Gehalten an Tonmineralien, Sesquioxiden und organischer Substanz ab. Mit steigenden Schwermetall-Gesamtgehalten, steigenden Gehalten an löslichen Komplexbildnern und steigender Ionenstärke der Bodenlösung nimmt die Löslichkeit der Schwermetalle zu. Zur Melioration von Böden mit hohen Anteilen ökologisch wirksamer Schwermetalle sind, neben äusserst begrenzten und kostspieligen Boden-sanierungsmassnahmen wie Tiefpflügen, Tieffräsen und Überdecken durch unbelastetes Bodenmaterial, Massnahmen zur Reduzierung der SM-Mobilität geeignet. Hierzu gehört vor allem die Kalkung. In zahlreichen Untersuchungen wurden die SM-Gehalte der Pflanzen auf belasteten Flächen durch eine Kalkdüngung stark reduziert. Die verminderte Verfügbarkeit der Schwermetalle als Folge der Kalkung wird auf eine Veränderung der SM-Bindungsformen in Abhängigkeit von der Bodenreaktion zurückgeführt. Entscheidend ist dabei der bei hohem pH-Wert grössere Anteil spezifisch gebundener Schwermetalle (Filius, 2003).

1.3.1 Spezifische und unspezifische Adsorption

Durch unspezifische Adsorption werden Schwermetalle überwiegend als Ionen durch elektrostatische Kräfte auf den Oberflächen der Austauschergel gebunden. Bei der spezifischen Adsorption werden Schwermetalle vorwiegend als Hydroxo-Metall-Komplexe an OH-Gruppen hydroxiliertes Fe-, Al- und Mn-Oxide und randständige OH-Gruppen von Tonmineralen mit hoher Bindungsenergie gebunden. Zudem haben Hydroxo-Metall-Komplexe durch ihre geringere elektrische Ladung eine kleinere Hydrathülle als SM-Ionen (Filius, 2003).

1.3.2 Unterschiede im Mobilitätsverhalten

Das Verlagerungs- und Auswaschungsverhalten der verschiedenen Schwermetalle unterscheidet sich. Das Auswaschungsrisiko eines Schwermetalls wird durch seine Mobilität im Boden, d.h. durch das Ausmass, mit dem es in der Bodenlösung in grössere Tiefen verlagert wird, bestimmt. Mehrere Faktoren beeinflussen die Mobilität eines Schwermetalls:

- ◆ Die chemische Bindungsform des Schwermetalls in der Bodenmatrix bzw. die Stärke, mit der es darin gebunden ist.
- ◆ Die Belegung von Metall-Bindungsstellen an der Oberfläche von Bodenmatrix-Bestandteilen wie organische Bodensubstanz, Tonminerale und pedogene Oxide. Freie Bindungsstellen erniedrigen die Mobilität
- ◆ Die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung (Walthert et al., 1999)

In langfristigen Versuchen zur Verlagerung von Kupfer und Zink wurden gezielt Bodenparzellen mit Zink und Kupfer belastet. Dabei zeigte sich, dass sich die grössten Kupfergehalte in einer Tiefe von 0–25 cm und die grössten Zinkgehalte im Gegensatz dazu in einer Tiefe von 25–50 cm zu finden waren. Diese Beobachtung könnte darauf zurückzuführen sein, dass Kupfer im Boden durch spezifische Adsorptions- und Komplexierungsvorgänge stärker als Zink gebunden ist und sich daher nicht wie Zink in die Tiefe verlagert. Dabei wurde auch gezeigt, dass sich Zink auf Parzellen der höchsten Belastungsstufe stärker in die Tiefe verlagert hat, als auf allen anderen Parzellen (Wettstein & Fruth, 2003).

Auch Zn und Cd zeigen ein unterschiedliches Reaktionsverhalten. Eine allgemeingültige Aussage zur unterschiedlichen Mobilität von Cd und Zn in Böden ist auf der Grundlage der Ergebnisse von Filius (1993) nicht möglich. Viel mehr hängt es von den Bodeneigenschaften und den Reaktionsbedingungen im Boden ab, welches der beiden Schwermetalle mobiler ist. Swartjes (1990) beobachtete auf einer Parabraunerde eine grössere Mobilität des Cadmiums im Vergleich zu Zn, während sich in Untersuchungen von Streck (1993) Zn auf einem Sandboden als das mobilere Element erwies. In Untersuchungen von Herms & Brümmer (1982) waren Cd und Zn unter oxidierenden Bedingungen im Boden gleich mobil, unter reduzierenden Bedingungen

war Cd dagegen mobiler als Zn. Nach den Ergebnissen von Filius (1993) wird die Mobilität der Schwermetalle mit $Cd \geq Zn$ angegeben (Filius, 1993).

Die Adsorption der verschiedenen Schwermetalle wird auch durch die Konkurrenz anderer Schwermetalle beeinflusst. Je mehr Zink bei gleichbleibender Menge von Cadmium in einem System ist, desto schlechter wird das Cd adsorbiert. Dies tritt jedoch erst bei sehr hohen Konzentrationen beider Schwermetalle auf (Filius, 1993). Es scheint also, dass multiple Schwermetallbelastungen, die mit hohen Konzentrationen der einzelnen Schwermetalle einhergehen, die Auswaschung zusätzlich fördern.

1.3.3 Bodenchemische Einflussgrößen auf die Schwermetallmobilität

1.3.3.1 pH-Wert

Bei allen Untersuchungen zur SM-Adsorption wurden mit steigendem pH-Wert mehr Schwermetalle an die Festphase gebunden. Die SM-Konzentrationen in der Lösung nahmen entsprechend mit zunehmendem pH-Wert ab. Übertragen auf Feldbedingungen bedeutet dies, dass auf gekalkten oder Ca-reichen Böden die Verfügbarkeit der Schwermetalle durch die erhöhte SM-Bindungskapazität sehr stark vermindert wird, bzw. dass gekalkte Böden im Vergleich zu ungekalkten Böden eingetragene Schwermetalle besser abpuffern können. Durch natürliche Versauerungsprozesse und die Auswaschung des Kalkes kann der pH-Wert jedoch vor allem auf leichten Böden relativ schnell wieder absinken. Als Folge der pH-Absenkung werden dann sowohl weniger der eingetragenen Schwermetalle adsorbiert, als auch Teile der zuvor bei hohen pH-Werten gebundenen Schwermetalle wieder gelöst. Dieses Verhalten konnte Filius (1993) sowohl im Labor als auch auf Freilandflächen nachweisen. Auf stark belasteten Standorten mit niedrigen pH-Werten ist deshalb am ehesten mit einer messbaren Verlagerung zu rechnen (Filius, 1993).

Eine Erhöhung des pH wäre bei stark belasteten Standorten als Vorsichtsmassnahme sinnvoll. In Tabelle 1 sind die Schwermetalllösungskonzentrationen von identischen Parzellen mit Kalk und ohne Kalk verglichen. Es zeigt sich, dass durch die Kalkung die Konzentrationen in der Lösung bei allen Schwermetallen deutlich verringert wurden. Vor allem im Oberboden (0–15 cm), in dem die mittleren pH-Werte der Kalkvarianten um mehr als zwei pH-Einheiten auseinanderlagen, waren die Lösungskonzentrationen der Parzellen mit Kalk um ungefähr zwei Größenordnungen niedriger als die der ungekalkten Parzellen (Filius, 1993). Die Kalkung ist also wirksam bei der Reduktion der löslichen Schwermetallgehalte.

Tabelle 1: Über Oberboden (0–15 cm) und Unterboden (15–45 cm) gemittelte SM-Lösungskonzentrationen auf den Parzellen mit Kalk und ohne Kalk (Filius, 1993).

Tiefe	Cadmium [µg/l]		Zink [mg/l]		Blei [µg/l]	
	ohne Kalk	mit Kalk	ohne Kalk	mit Kalk	ohne Kalk	mit Kalk
0 – 15 cm	275	4.5	31.7	0.33	310	10.6
15 – 45 cm	47.5	8.6	8.6	1.31	20	0.17

Tabelle 2 zeigt, dass in denselben Parzellen nahezu identische Schwermetall-Frachten vorzufinden waren.

Tabelle 2: Über verschiedene Tiefen (0–15 cm, 15–45 cm, 0–45 cm) aufsummierte SM-Flächenbelastung [g/m²] der Parzellen mit und ohne Kalk (Filius, 1993).

Tiefe	Cadmium [g/m ²]		Zink [g/m ²]		Blei [g/m ²]	
	ohne Kalk	mit Kalk	ohne Kalk	mit Kalk	ohne Kalk	mit Kalk
0 – 15 cm	0.936	1.013	108.6	139.7	77.1	77.7
15 – 45 cm	0.511	0.458	115.3	92.4	12.7	13.6
0 – 45 cm	1.447	1.471	223.9	232.1	89.8	91.2

Die aus diesen Erkenntnissen gefolgerten Modellrechnungen zeigen, dass die Schwermetallverlagerung durch Kalkung auch über grössere Zeiträume hinweg aufgehalten wird. In denselben Modellrechnungen wurde auch gezeigt, dass auf stark bleibelasteten Standorten auch ohne Kalkung kaum Blei verlagert wird (Filius, 1993).

Das Forschungsprojekt der langfristigen Waldökosystemforschung von Walthert et al. (1999) befasst sich ebenfalls mit der Frage der Mobilität von Schwermetallen in ungestörten Böden. Dabei wurde eine Tabelle mit der relativen Bindungsstärke von Schwermetallen in Böden aufgestellt und zwar in Abhängigkeit verschiedener Bodenparameter. In Tabelle 3 ist die relative Bindungsstärke von Schwermetallen in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt.

Tabelle 3: Relative Bindungsstärke von Schwermetallen in Böden; Basiswerte in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens (Walther et al., 1999)

Element	Relative Bindungsstärke bei pH-Werten (pH CaCl ₂) von:										
	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.0	7.5
Cr	1	1	2	3	4	4	5	5	5	5	5
Ni	0	1	1	2	3	3	4	4	5	5	5
Cu	1	1	2	3	4	4	5	5	5	4	3
Zn	0	1	1	2	3	3	4	4	5	5	5
Cd	0	0	1	1	2	3	3	4	4	5	5
Pb	1	2	3	4	5	5	5	5	5	4	4

Relative Bindungsstärke: 1 ≈ sehr gering; 2 ≈ gering; 3 ≈ mittel; 4 ≈ stark; 5 ≈ sehr stark

Hornburg (1991) fasste die Wirkung der Bodenreaktion auf die Schwermetallgehalte aufgrund flächendeckender Untersuchungen in Schleswig-Holstein folgendermassen zusammen:

- Die Gehalte an **Cadmium** im Bodensättigungsextrakt liegen zwischen 0.07 und 8.6 µg/l. Die auf die Bodenlösung bezogenen Cd-Gehalte überschreiten den Trinkwasser-Grenzwert von 5 µg/l in extrem bis sehr stark versauerten Waldbodenproben und auf Flächen mit Cd-Gehalten über 3 mg/kg Boden.
- Auch bei **Zink** liegen im Bodensättigungsextrakt (Scheffer & Schachtschabel, 2002) der Waldbodenproben die höchsten Gehalte vor. Die Lösungskonzentrationen übersteigen hier im Mittel mit 0.29 mg Zn/l BSE (=Bodensättigungsextrakt) bis nahezu um das Dreifache den EU-Trinkwasser-Grenzwert von 0.1 mg/l und um etwa das Siebenfache die durchschnittlichen Bodenlösungsgehalte der Ackerbodenproben von 0.04 mg Zn/l. Der mittlere Zn-Gehalt aller Bodenproben entspricht mit 0.104 mg/l dem EU-Trinkwasser-Grenzwert von 0.1 mg/l. Bezogen auf Gewichtseinheiten Boden umfassen die Zn-BSE-Gehalte im Mittel 0.08 mg/kg.
- Während **Blei** bei pH-Werten über 4.5 in den Ackerbodenproben nicht analytisch gesichert nachzuweisen war (Gehalte < 0.001 mg/l), überschreiten die Gehalte im Bodensättigungsextrakt der Waldbodenproben mit durchschnittlich 0.07 mg/l BSE den Trinkwasser-Grenzwert von 0.04 mg/l im Mittel um knapp das Zweifache. Auf die Bodeneinwaage bezogen betragen die Pb-BSE-Gehalte im Mittel 0.064 mg/kg (Hornburg, 2001).

Bei diesen flächendeckenden Untersuchungen waren in der Bodenlösung von sauren Waldstandorten erhöhte Konzentrationen von Schwermetallen nachzuweisen. Dies ist ein weiterer Beweis für die starke pH-Abhängigkeit der Schwermetallmobilität.

1.3.3.2 Organischer Kohlenstoff

Mit zunehmendem Gehalt an organischer Substanz nimmt in der Regel der Gehalt an puffernd wirkenden Huminstoffen zu und damit auch die Belastbarkeit der Pedosphäre mit Schadstoffen. Wie die Ergebnisse von Modellversuchen zeigen, sind von den Wechselwirkungen zwischen der Schwermetalllöslichkeit und den Gehalten der Bodenproben an organischer Substanz die Elemente Kupfer und Blei deutlich stärker als Cadmium und Zink betroffen. Mangan wird dagegen durch den Humus nur schwach gebunden.

Die Affinitätsreihe für die Bindung der Schwermetalle an die organische Substanz lautet: **Pb > Cu > Cd > Zn > Mn** (Hornburg, 1991)

In anderen Untersuchungen wurde die relative Bindungsstärke mit Zahlen qualitativ eingeteilt. Die Einteilung ist in Tabelle 4 ersichtlich. Die entsprechenden Werte müssen zu den Basiswerten aus Tabelle 3 addiert werden.

Tabelle 4: Relative Bindungsstärke von Schwermetallen in Böden; Zuschläge zu Werten in Tabelle 3 für organische Bodensubstanz (Walther et al., 1999)

org. Bodensubstanz [%]	Ni	Zn	Cd	übrige
< 2	0	0	0	0
2- 8	0	0	0	1
8-15	1	0	1	1
>15	1	0	1	2

1.3.3.3 Tongehalt

Als Folge der mit dem Tongehalt ansteigenden Zahl der Bindungsplätze an der Oberfläche und im Gitter der Tonminerale steigen mit dem Tongehalt der Böden in der Regel deren Schwermetallgehalte an. Die Beziehungen zwischen den Ton- und Elementgehalten werden jedoch noch von anderen Bindungskomponenten wie z.B. der organischen Substanz sowie den Fe-, Mn-, und Al-Oxiden und -Hydroxiden beeinflusst und überlagert. Vor allem Mangan und Zink, in geringerem Umfang Kupfer, Blei und Cadmium weisen positive Beziehungen zum Tongehalt der Bodenproben auf (Hornburg, 1991). Bekanntlich werden besonders bei Zink und Mangan, aber auch bei den übrigen Elementen, die Bindungsformen in Böden durch den Anteil an Sesquioxiden und bestimmten Tonmineralien bzw. dem Tongehalt geprägt. Obgleich bei einer Pb-Immobilisierung in Böden der Humus offensichtlich den höchsten Beitrag leistet, ist doch der Anteil der Tonfraktion an der Pb-Bindung belegt. Blei wird in Toncutanen vor allem durch Fe-Mn-Oxide gebunden, die hauptsächlich als Oxidbeläge auf verlagerten Silicattteilchen, aber auch als kleinräumige Fe-Mn-Akkumulationen in Tonbelägen vorgefunden werden (Hornburg, 1991).

In der Tendenz nehmen die Korrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen den Schwermetallgesamt- und den Tongehalten der Bodenproben in der Reihe: **Mn > Zn > Cu > Pb > Cd** ab. Diese Reihenfolge deutet darauf hin, dass vor allem Mangan und Zink mit der Tonfraktion der Böden assoziiert werden (Hornburg, 1991).

In Tabelle 5 ist die relative Bindungsstärke nach Walthert (1999) als eine andere Möglichkeit der Einteilung angegeben.

***Tabelle 5:** Relative Bindungsstärke von Schwermetallen in Böden; Zuschläge zu Werten in Tabelle 3 für organische Bodensubstanz (Walthert et al., 1999)*

Ton [%]	Cd, Ni	Zn, Cu	Cr, Pb
< 5	0	0	0
5-15	0	0	0
15-25	0	0	1
25-45	0	0	1
>45	0	1	1

1.3.4 Präferenzierter Fluss

Zusammenfassend wird von Gimmi (2004) das Phänomen des präferenziellen Flusses folgendermassen beschrieben:

- ◆ Der Wasserfluss in Feldböden ist im Allgemeinen sehr heterogen.
- ◆ So genannter präferenzierter Fluss tritt sehr oft auf, vor allem bei hohen Niederschlagsraten, in lehmigen Böden, oder bei sehr trockenen Verhältnissen in sandigen Böden.
- ◆ Präferenzierter Fluss findet vorwiegend entlang von Wurzeln, Wurmgängen und Rissen statt.
- ◆ Eine Quantifizierung typischer Verlagerungsgeschwindigkeiten oder -zeiten in Feldböden ist sehr schwierig. Messungen der Tiefenprofile von Stoffkonzentrationen lassen dies kaum zu.
- ◆ Während eines einzelnen Niederschlagsereignisses kann eine beträchtliche Menge eines zuvor ausgebrachten Tracers¹ in tiefere Schichten oder in Grundwasser gelangen.
- ◆ Über eine ganze Vegetationsperiode sind die ausgewaschenen Mengen vermutlich eher gering. Falls der Abbau der Schadstoffe im Grundwasser gehemmt ist, können aber selbst derart geringe Mengen über lange Zeiträume zum Problem werden (Gimmi, 2004).

¹ Tracer = gut lösliche, einfach nachweisbare Verbindung, die zur Untersuchung von Durchflussprozessen verwendet wird.

Welchen Einfluss hat das Phänomen des präferenziellen Flusses aber auf die Schwermetallmobilität? Roulier et al. (2005) beschreiben es folgendermassen:

„Die Bodenstruktur scheint eine physikalische Bodeneigenschaft zu haben, die einen relevanten Einfluss auf die Schwermetallmobilität hat. Schadstoffe, die relativ stark adsorbiert sind, können entlang von präferenziellen Fließwegen fast so gut verlagert werden, wie schwach adsorbierte. Begünstigend für den präferenziellen Transport wirken die Anwesenheit organischer Substanz, besonders bei Verbindungen, die starke Komplexe mit löslichen organischen Verbindungen bilden (Camobreco et al., 1996; Kim & Corapcioglu, 2002). Die schnelle Verlagerung einer Verbindung durch das Porensystem reduziert die Reaktionsmöglichkeit mit Bindungsstellen im Porensystem der Böden. Die Bodenlösung, die präferenziell abfließt, kann Schadstoffe sowohl gelöst als auch an Partikel gebunden mitführen. Die Kontaktzeit ist deshalb wichtig, da unterschiedliche Verbindungen verschiedene Grade von Reversibilität in Sorptions- und Desorptionsvorgängen haben. Durch diese erhöhte Mobilität können nicht mobile Verbindungen wie Pb so stark ausgewaschen werden wie relativ mobile chemische Verbindungen (Deiss et al., 2004). Deshalb ist es notwendig, die Mobilität von Schwermetallen sowohl unter dynamischen Bedingungen als auch im ungestörten Boden zu quantifizieren (Haws et al., 2004). Besonders in der Wurzelzone scheint dies notwendig, da Wurzeln bevorzugt durch Makroporen wachsen und dabei kontinuierliche präferenzielle Fließwege erzeugen. Pflanzen haben auch einen grossen Einfluss auf die Bildung von gelöster organischer Substanz, die starke metallorganische Komplexe bildet (Deiss et al., 2004).“

2. Rechtliche Aspekte zur Weiterverwendung von belasteten Böden

2.1 Legaldefinition

Bei **ausgehobenem Boden** handelt es sich nach dem Umweltschutzgesetz vom 7. Oktober 1983 (USG) um eine bewegliche Sache. Wenn sich der Besitzer entweder von ihm entledigt oder wenn deren Entsorgung im öffentlichen Interesse geboten ist, wird solcher Boden unabhängig von seiner Schadstoffbelastung zu Abfall (Art. 7 Abs. 6 USG).

Nach dem Konzept des USG sind Abfälle, nötigenfalls nach einer Vorbehandlung, entweder zu verwerten oder auf einer Deponie abzulagern (Art. 7 Abs. 6^{bis} in Verbindung mit Art. 30 USG). Zur Bestimmung der Entsorgungsart muss der ausgehobene Boden somit auf seinen Schadstoffgehalt hin untersucht werden. Gestützt auf das Ergebnis ist zu entscheiden, ob er als Stoff verwertet werden kann oder als Abfall abgelagert werden muss (Buwal, 2001b).

Bodenbelastungen sind physikalische, chemische und biologische Veränderungen der natürlichen Beschaffenheit des Bodens. Als Boden gilt nur die oberste, unversiegelte Erdschicht, in der Pflanzen wachsen können (Art. 7, Abs. 4^{bis} USG). Die chemischen Bodenbelastungen entstehen durch direkten oder indirekten Eintrag von Fremdstoffen (direkt: hauptsächlich Überdüngung, Agrochemikalien; indirekt: Luftverschmutzung, namentlich in Form von sich im Erdreich akkumulierenden Schwerme-

tallen) (Rausch et al., 2004). Im Falle der Strassenrandböden, handelt es sich um indirekte, chemische Bodenbelastungen, die als Folge von Luftverschmutzung, Pneu-, Belag- und Bremsabrieb entstehen (Rausch et al., 2004).

2.2 Entscheidungsregeln im Falle der Unsicherheit

Solange nicht zweifellos bewiesen werden kann, dass die Umlagerung und Wiederverwendung von ausgegrabenen Strassenrandböden risikofrei möglich ist, solange also eine Unsicherheit vorhanden ist, kommen im Grundsatz zwei Entscheidungsregeln zur Anwendung. Aufgrund der Anwendung des Vorsorgeprinzips sind eine materielle und eine prozessuale Entscheidungsregel zu unterscheiden:

Materiell: Verzicht auf wissenschaftliche Gewissheit

In materieller Hinsicht muss die Schädlichkeit oder Gefährlichkeit eines bestimmten Verhaltens bzw. einer bestimmten Situation nicht mit naturwissenschaftlicher Genauigkeit erwiesen sein, um rechtliche Folgen zu haben. Ebenso wenig muss die Notwendigkeit oder Wirksamkeit einer entsprechenden Massnahme strikt nachgewiesen sein. Art. 1 Abs. 2 USG verlangt eine frühzeitige Begrenzung von Einwirkungen bereits dann, wenn diese schädlich oder lästig werden „könnten“. Es genügt also eine einigermassen reelle, plausible, auf Erfahrungswerte gestützte Wahrscheinlichkeit. Dabei ist im Zweifelsfall auf das pessimistischere Szenario abzustellen („in dubio pro securitate“) (Rausch et al., 2004).

Prozessual: Umkehr der Beweislast

Prozessual wirkt sich dies in konkreten Einzelfällen auf die Verteilung der Beweislast aus. Sobald die Schwelle der hinreichenden Wahrscheinlichkeit überschritten ist, tritt eine Vermutung der Schädlichkeit bzw. Gefährlichkeit ein. Dementsprechend verschiebt sich die objektive Beweislast, d.h. das Risiko der Beweislosigkeit, von der Behörde, welche eine Massnahme anordnen will, auf die betroffenen Privaten, die potenziellen Verfügungsadressaten. Diese sind in einem solchen Fall faktisch gezwungen, den Nachweis der Ungefährlichkeit bzw. Unschädlichkeit zu erbringen. Eine rechtliche Beweisführungslast (subjektive Beweislast) obliegt ihnen aufgrund des Vorsorgeprinzips allerdings nicht (Rausch et al., 2004).

2.3 Das Vorsorgeprinzip im Bodenschutz

Im Bodenschutz hat das Vorsorgeprinzip eine besonders starke Ausprägung erhalten. Dies weil sich der Boden von Belastungen – wenn überhaupt – nur sehr langsam erholt. Insbesondere von nicht abbaubaren Schadstoffen wie Blei, Kupfer, oder Cadmium, die im Boden akkumuliert werden. Aus diesem Grund sind Bodenbelastungen wenn immer möglich von vornherein zu vermeiden. Im Bodenschutzrecht liegt das

Schwergewicht der Massnahmen deshalb ganz besonders auf der Vorsorge (Rausch et al., 2004).

Um Massnahmen der Vorsorge handelt es sich zunächst bei den allgemeinen Bodenschutzmassnahmen nach Art. 33 USG, die auf das Ziel der langfristigen Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ausgerichtet sind. Sie kommen schon bei qualitativ noch unversehrten Böden zum Tragen, gelten aber auch bei belasteten Böden. Dementsprechend sind die Richtwerte welche die Belastung angeben, "bei deren Überschreitung die Fruchtbarkeit des Bodens nach dem Stand der Wissenschaft oder der Erfahrung langfristig nicht mehr gewährleistet ist" (Art. 35, Abs. 2 USG), reine Vorsorgewerte. Sie bezeichnen die oberste Belastung, bei der normalerweise noch von langfristig intaktem Boden gesprochen werden kann, und wollen sicherstellen, dass die Multifunktionalität des Bodens ohne Nutzungseinschränkungen erhalten bleibt. Die Überschreitung eines Richtwerts bedeutet noch nicht, dass die Bodenfruchtbarkeit aktuell beeinträchtigt oder auch nur gefährdet ist. Damit bei einer Überschreitung des Richtwerts genügend Zeit verbleibt, um mit Massnahmen nach Art. 34 Abs. 1 USG weitere Belastungen zu unterbinden, müssen die Richtwerte deutlich unter der Schädlichkeitsschwelle liegen (Rausch et al., 2004). Die Frage ist, was man als schädlich bezeichnet. Rausch verwendet den Begriff in einem akuten Sinn. Wenn man aber die Langfristigkeit in Betracht zieht, dann ist auch schon die Nichtgewährleistung der Multifunktionalität schädlich. Es geht dabei um eine mögliche Schädigung des Systems.

Bei einer Überschreitung der Richtwerte kommt das dreistufige Konzept weitergehender Massnahmen gemäss Art. 34 USG zum Tragen. In einer ersten Stufe, dem sogenannten Quellenstopp (Abs. 1), verschärfen die Kantone die in Art. 33 USG vorgesehenen allgemeinen Bodenschutzmassnahmen, bis ein weiterer Anstieg der Bodenbelastung verhindert wird (Art. 8, Abs. 2 VBBö). Diese weitergehenden Massnahmen der ersten Stufe sind immer noch Massnahmen im Rahmen der Vorsorge, zumal sie keine aktuell oder in naher Zukunft zu erwartende Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit voraussetzen. Das Gesetz sieht somit innerhalb des Vorsorgebereichs zwei Massnahmenstufen vor. Die zweite und dritte Stufe der in Art. 34 USG vorgesehenen weitergehenden Massnahmen (Nutzungseinschränkung, Abs. 2; Sanierung, Abs. 3) haben - bezogen auf das Schutzgut Boden - hingegen keinen Vorsorgecharakter mehr (Rausch et al., 2004).

2.4 Der Bodenschutz auf Verordnungsstufe

2.4.1 Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö) vom 1. Juli 1998

Die Verordnung arbeitet mit drei Beurteilungsmassstäben: Richtwert, Prüfwert und Sanierungswert. Der Richtwert steht im Dienste des vorsorglichen und langfristigen Schutzes des Bodens als Ökosystem; seine Überschreitung indiziert einen Bedarf nach Abklärung der Belastungsursachen und kann Massnahmen der Stufe 2 nötig machen. Der Sanierungswert repräsentiert die Belastungen, welche die Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen gefährden. Seine Überschreitung in einem Gebiet mit raumplanerisch festgelegter gartenbaulicher, land- oder forstwirtschaftlicher Nutzung

verlangt nach Sanierungsmaßnahmen. Der Prüfwert liegt zwischen den beiden anderen Werten und weist auf eine mögliche Gesundheitsgefährdung hin, der es nachzugehen und, je nach Resultat, mit geeigneten Massnahmen zu begegnen gilt (Rausch et al., 2004). Folglich sind vier Stufen von Massnahmen zu unterscheiden:

1. allgemeine Massnahmen unabhängig von der Belastung (keine Überschreitung des Richtwerts)
2. allfällige Verschärfung nach Art. 34 Abs. 1 USG (Überschreitung des Richtwerts, aber keine Überschreitung des Prüfwerts)
3. Eventuelle Nutzungseinschränkungen nach Art. 34 Abs. 1 USG (Überschreitung des Prüfwerts aber Unterschreitung des Sanierungswertes)
4. Nutzungsverbot oder Sanierung nach Art. 34 Abs. 1 USG.

Dieses Konzept des Bodenschutzes ist in Abbildung 3 dargestellt.

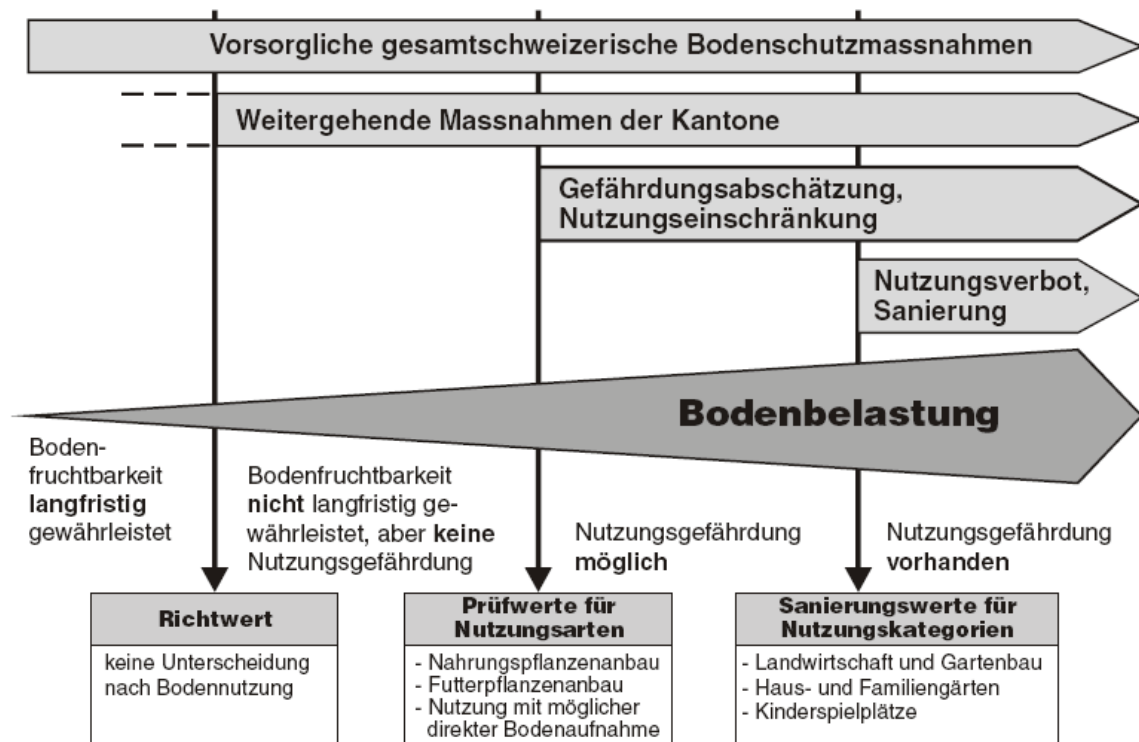


Abbildung 3: Das Bodenschutzkonzept der Schweiz (Buwal, 2001a)

Mit zunehmender Bodenbelastung und der damit einhergehenden Überschreitung der entsprechenden Belastungswerte, treten verschiedene Massnahmen in Kraft.

Die Extremmassnahme „Sanierung eines bestehenden Standortes“ ist erst bei einer Überschreitung der Sanierungsgrenzwerte gesetzliche Pflicht. Und auch dann nur, wenn die den Sanierungsgrenzwerten zugewiesene spezifische Nutzung nicht aufgegeben werden kann oder soll. Wobei letzteres in Gebieten der Fall ist, deren gartenbauliche, land- oder forstwirtschaftliche Nutzung raumplanerisch festgelegt ist (Hepperle, 2003).

2.4.2. Technische Verordnung über Abfälle (TVA) vom 10. Dezember 1990

Die Technische Verordnung über Abfälle (TVA) vom 10. Dezember 1990 bestimmt, dass unverschmutztes Aushubmaterial in erster Linie für Rekultivierungen verwertet werden muss. Sie verbietet zudem die Verdünnung des Schadstoffgehalts von Aushub durch Vermischen mit unbelastetem Material (Art. 9 Abs. 1 Lit. a, 10 und 16 Abs. 3 Lit. d TVA in Verbindung mit Ziff. 12 Abs. 2 Anh. 1 TVA).

2.4.3 Chemikalien–Risiko–Reduktions–Verordnung (ChemRRV) vom 18. Mai 2005

Die ChemRRV enthält keine besonderen Regelungen für die Abgabe und Verwendung von ausgehobenem Boden. Ob der Schadstoffgehalt des ausgehobenen Bodens das direkte Aufbringen auf den Boden ohne Gefährdung von Gewässern und Böden erlaubt, richtet sich nach den allgemeinen Vorschriften über umweltgerechtes Verhalten.

Zur Beurteilung, bei welcher Schadstoffbelastung und bei welcher Verwendung der Bodenaushub den vorhandenen Boden oder direkt Menschen, Tiere und Pflanzen gefährden kann, empfiehlt die Wegleitung Bodenaushub Belastungswerte. Soweit vorhanden, verwendet sie dabei Richt- und Prüfwerte der VBBo zur Beurteilung stationärer Böden.

Zur Beurteilung der Gefährdung von Gewässern durch Bodenaushub orientiert sich diese Wegleitung an der Aushub–Richtlinie, die sich ihrerseits auf die Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 abstützt. Für mobile wassergefährdende organische Schadstoffe empfiehlt sie die U–Werte der Aushub–Richtlinie (Buwal, 2001b).

2.4.4 Verordnung vom 26. August 1998 über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten–Verordnung, AltIV) vom 26. August 1998

Die Verordnung vom 26. August 1998 über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten–Verordnung; AltIV) bezeichnet in Artikel 2 Absatz 1 Orte, deren Belastung von Abfällen stammt und die eine beschränkte Ausdehnung haben, als belastete Standorte; ausgenommen sind jene Standorte, an die ausschliesslich unverschmutztes Material gelangt ist. Nach Art. 5 Abs. 3 trägt die kantonale Behörde die Standorte in den Kataster der belasteten Standorte ein. Innerhalb des Katasters gibt es nach Art. 5 Abs. 4 lit.a AltIV Standorte, bei denen keine schädlichen oder lästigen Einwirkungen zu erwarten sind; und nach Art. 5 Abs. 4 lit. b AltIV Standorte, bei denen untersucht werden muss, ob sie überwachungs– oder sanierungsbedürftig sind. Entsprechend Art. 30 Abs. 3 USG sieht Art. 17 AltIV zudem vor, dass bei der Sanierung von Altlasten entnommene Abfälle umweltverträglich zu entsorgen sind. Soweit es sich dabei um Bodenaushub handelt, empfiehlt die Wegleitung Bodenaushub für den Schutz des Bo-

dens und der Gewässer die entsprechenden Entsorgungsmassnahmen (Verwertung oder Ablagerung) (Buwal, 2001b). Als Sanierungsmassnahme für belastete Böden gilt gemäss Art. 16 lit. c AltIV aber auch eine Nutzungseinschränkung nach Art. 34 Abs. 2 USG.

2.5 Konkrete Vorgehensweise bei der Umsetzung

Es ist zu verhindern, dass schadstoffbelasteter Boden unkontrolliert verfrachtet und in der Folge bis anhin unbelastete Standorte verunreinigt werden. Dementsprechend soll auf Böden mit empfindlicher Nutzung nur unbelasteter Boden (Kategorie I) ausgebracht werden. Schwach belasteter Bodenaushub (Kategorie II, $>$ Richtwert $<$ Prüfwert) soll vor Ort, d.h. am Entnahmeort oder in dessen unmittelbarer Nähe, verwertet werden. Überschüssiges Bodenmaterial wird TVA-konform entsorgt oder kann auf Böden aufgebracht werden, die nachweislich bereits gleich oder höher vorbelastet sind. Dabei gilt der Grundsatz „Gleiches zu Gleichem“, d.h. belasteter Bodenaushub soll möglichst auf gleichartig vorbelasteten Boden aufgebracht werden. Im Vordergrund steht die Verwertung bei Verkehrsanlagen (namentlich für Lärmschutzwälle, Böschungen, Mittelstreifen, Verkehrsinseln). In Frage kommt auch die Verwertung für Grün- und Sportanlagen im städtischen Raum oder bei Zierbegrünungen in Industrie- und Gewerbebezonen. Stark belasteter Bodenaushub ($>$ Prüfwert $<$ Sanierungswert) darf nicht verwertet werden. Er muss behandelt oder umweltverträglich abgelagert werden (Colenco, 2000). Eine Kategorie „mässig belastete Böden“ existiert nicht. Es stellt sich die Frage, ob ein gewisser Spielraum für Böden existiert, die zwar den Prüfwert überschreiten, nachweislich aber keine Gefährdung für die Umwelt darstellen.

3. Forschungsgegenstand und Fragestellung

Untersuchungsgegenstand ist ein Strassenrandboden vom Autobahnabschnitt A2/6 in Horw, Luzern. Dieser Boden ist stark mit den Schwermetallen Blei, Zink, Nickel und Cadmium belastet. Das Mittelstreifenmaterial wurde in zwei 17.5 m² grosse Lysimeterbecken verfüllt. Dadurch ist eine Beprobung des Sickerwassers, das diese Böden durchfließt, möglich. Es stellen sich drei Fragen, die in dieser Arbeit beantwortet werden:

1. Wie homogen sind die Böden in den beiden Becken?
2. Erfolgt eine Auswaschung von Schwermetallen in gelöster oder partikulärer Form?
3. Erfolgt eine Aufnahme durch *Phacelia tanacetifolia*?

Die Arbeit soll Entscheidungsgrundlagen betreffend einer Wiederverwendung von kontaminiertem Strassenrandmaterial liefern.

4. Material und Methoden

In dieser Diplomarbeit wurden die ersten Versuche an der Lysimeter-Anlage in Horw durchgeführt. Sie baut auf einer Praktikumsarbeit über die Inbetriebnahme der Anlage und einer Semesterarbeit über die Gefährdung von Strassenrandböden durch strassenverkehrsbedingte Schadstoffquellen auf (Kuster, 2005). Die Experimente haben Informationen über die effektiven Auswaschungsraten ausgewählter Schadstoffe generiert.

4.1 Lysimeterbecken

Es wurden zwei Lysimeterbecken (Oberfläche: 3.5 x 5 m), die sich in Horw befinden, im Sommer 2005 gefüllt. Die Anlage, die insgesamt acht Becken umfasst, ist in Abbildung 4 schematisch dargestellt. Als Sickerschicht wurde eine Schicht von 30 cm hochreinem Quarzsand eingebracht. Das Bodenmaterial wurde während zwei Wochen mit einer Folie abgedeckt, nachdem es fünf Tage der Sonne ausgesetzt war. Damit erreichte man eine gute Austrocknung des Bodens und eine allfällige Verdichtungsgefahr wurde vermieden. Am 26. August 2005 wurde das Material mit Hilfe eines Kleinbaggers sortiert, durchmischt und in die Lysimeterbecken eingefüllt. Dabei wurden Steine, Holz und Abfälle aussortiert und auch grössere Bodenstücke zerkleinert oder aussortiert. Dadurch sollten möglichst homogene Bedingungen erzielt werden und auch die Möglichkeit zum Setzen von Messgeräten optimiert werden. Wasserproben wurden in einem 2000-Liter-Probentank kumuliert. Die Probentanks waren geschlossen, so dass keine Verdunstung in einem die Resultate beeinflussenden Ausmass möglich ist. Der beobachtete Zeitraum ist die Zeit vom 30. August 2005 bis am 15. Januar 2006.

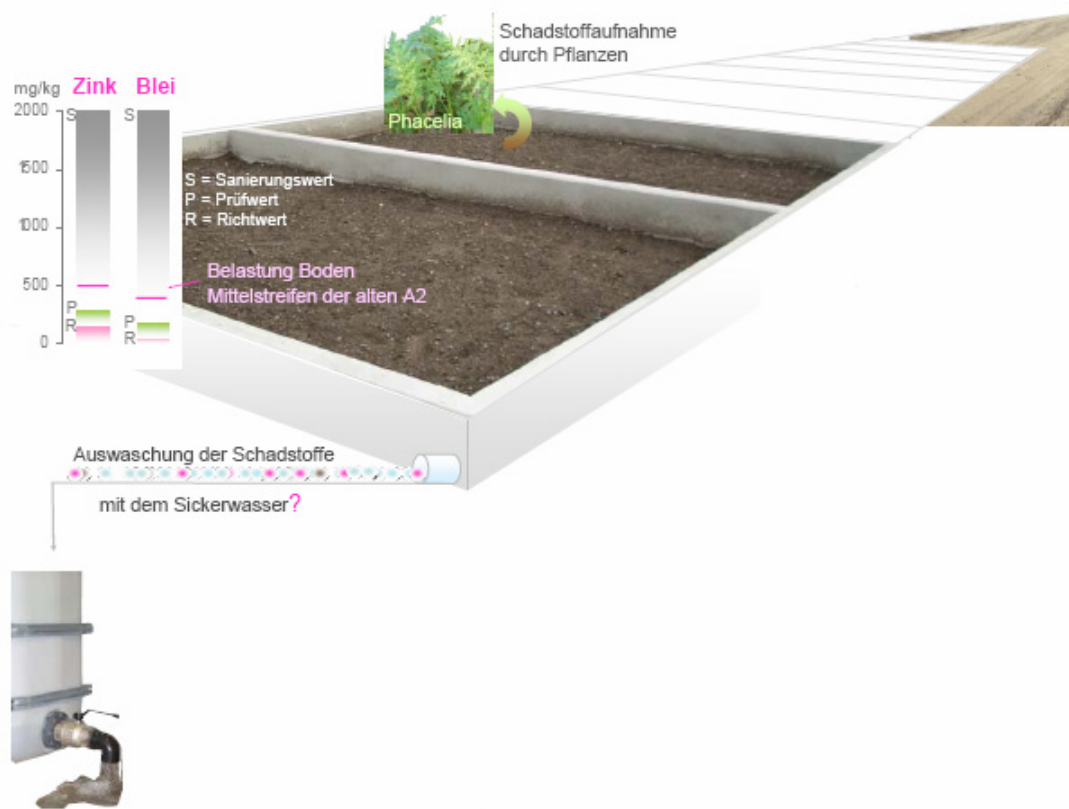


Abbildung 4: In Horw befinden sich 8 Lysimeterbecken mit 3.5 x 5 m Ausdehnung. Zwei davon wurden mit Bodenmaterial gefüllt. Die Becken weisen ein Gefälle von 3 % auf. An der tiefsten Stelle ist ein Drainagerohr angebracht. Von dort wird das Wasser in Wassertanks mit 2000 l Kapazität geleitet. Aus diesen Wassertanks können Proben entnommen werden (Grafik nach Karin Güdel).

4.2 Wetterdaten

Die Wetterdaten stammen von der Station Luzern des Automatischen Messnetzes (ANETZ) der Meteoschweiz. Erfasst wurden die Stundenmittel der Temperatur und die Stundensumme des Niederschlags. Die ANETZ-Station Luzern hat die Koordinate 665520 / 209860 und die Lysimeteranlage die Koordinate 665743 / 206804. Ein Lageplan ist in Abbildung 5 dargestellt. Die Luftliniendistanz der zwei Standorte beträgt ungefähr 3 km.

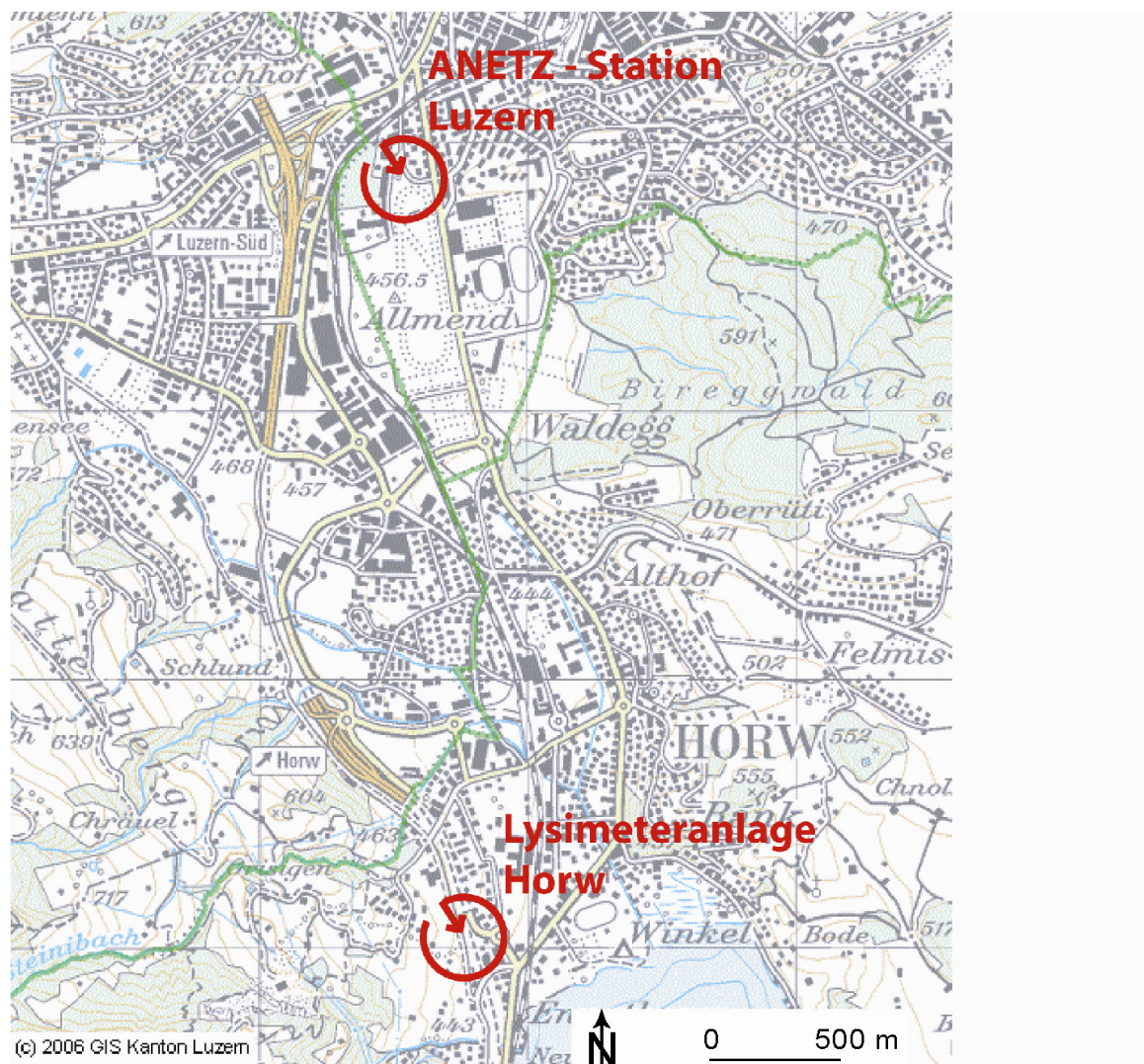


Abbildung 5: Lageplan der Wetterstation und der Lysimeteranlage²

²Geoportal des Kantons Luzern, <http://www.geo.lu.ch/map/grundbuchplan/viewer.htm>, Zugriff am 9. November 2006

4.3 Bodenprobenahme

Das Ziel der Bodenbeprobung war die Bestimmung der physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens sowie des Metallgehalts. Diese Parameter sollten Rückschlüsse auf die Homogenität des Bodens zulassen. Die Beprobung erfolgte mit einem Probenstecher wie er in Abbildung 6 dargestellt ist. Danach wurden alle Proben bei 40°C sechs Tage lang getrocknet. Die Beprobung erfolgte am 23. März 2006 bei bedecktem Wetter mit leichtem Sprühregen. Pro Becken wurden neun Proben entnommen und zwar gemäss einem vorher definierten Probenahmeraster. Das Probenvolumen war 0.6 Liter mit einem Trockengewicht von ca. 600 Gramm.



Abbildung 6: Mit dem Probennahmegerät konnte eine Probe von 5 cm Durchmesser und 30 bis 35 cm Länge entnommen werden.

4.3.1 Probenahmeraster

Die Beprobung sollte möglichst zufällig erfolgen. Das Ausmass der Becken beträgt 350 x 500 cm. Es wurden Längsachsen mit einem Seitenabstand von 80, 145, 205 und 270 cm gewählt. Auf diesen Achsen wurden drei Punkte zufällig verteilt, und zwar mit Hilfe eines Zufallsgenerators. Die Verteilung erfolgte also in der Breite gleichmässig und in der Länge ungleichmässig und zufällig. Die Achse 3 war vorgesehen für die Beprobung mit dem Burgerzylinder zur Erstellung der Saugspannungskurve. Die Abmessungen des Rasters sind in Tabelle 6 dargestellt. Abbildung 7 zeigt die Verteilung der Probelöcher.

Tabelle 6: Der Probenahmeraster für die Homogenitätsanalyse

Becken Nr. 1		Becken Nr. 2	
Achse 1, Humax 5 cm, Seitenabstand 80 cm		Achse 1, Humax 5 cm, Seitenabstand 80 cm	
1/1	50 cm	2/1	22 cm
1/2	191 cm	2/2	97 cm
1/3	298 cm	2/3	392 cm
Achse 2, Humax 5 cm, Seitenabstand 145 cm		Achse 2, Humax 5 cm, Seitenabstand 145 cm	
1/4	46 cm	2/4	316 cm
1/5	198 cm	2/5	362 cm
1/6	487 cm	2/6	364 cm
Achse 3, Burgerzylinder 10 cm, Seitenabstand 205 cm		Achse 3, Burgerzylinder 10 cm, Seitenabstand 205 cm	
1/x	93 cm	2/x	22 cm
1/y	402 cm	2/y	189 cm
1/z	412 cm	2/z	202 cm
Achse 4, Humax 5 cm, Seitenabstand 270 cm		Achse 4, Humax 5 cm, Seitenabstand 270 cm	
1/7	188 cm	2/7	149 cm
1/8	233 cm	2/8	151 cm
1/9	294 cm	2/9	379 cm

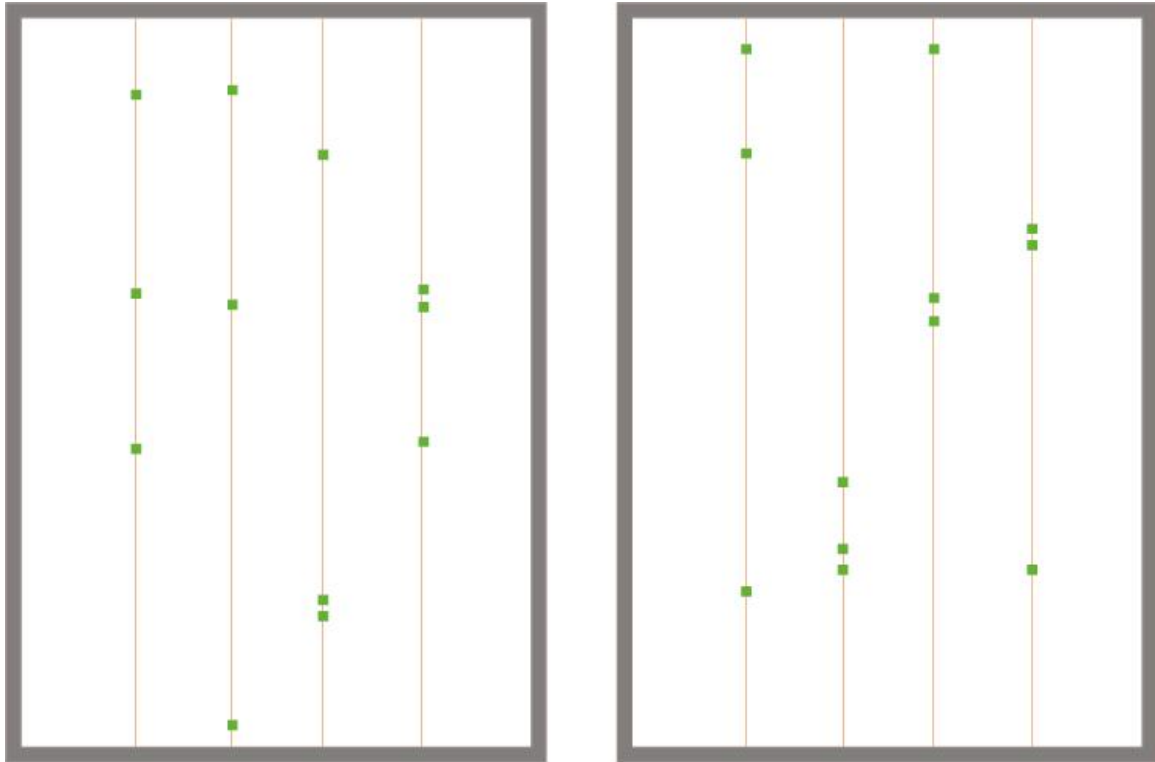


Abbildung 7: Schematische Darstellung des Probenahmerasters

Das Probenmaterial welches mit dem Humax entnommen wurde, diente der Homogenitätsanalyse. Das Probenmaterial, das mit dem Burgerzylinder entnommen worden ist, diente der Erstellung einer Saugspannungskurve.

4.3.2 Korngrössenanalyse mit der Pipettmethode

Die Trennung der verschiedenen Korngrössenfraktionen beruht darauf, dass Körner in einem sie umgebenden Medium wie Luft oder Wasser bald eine gleich bleibende Sinkgeschwindigkeit erreichen, die umso grösser ist, je grösser das betreffende Korn ist. Wenn man daher Körner verschiedener Grössen gleichzeitig ins Wasser wirft, trennen sie sich infolge ihrer verschiedenen Sinkgeschwindigkeit voneinander. Nach dem Stokes'schen Gesetz fallen kugelförmige Teilchen in einer Flüssigkeit mit der Geschwindigkeit:

$$v = \frac{(\rho - \rho^*) g d^2}{18\eta}$$

v = Fallgeschwindigkeit; ρ = Dichte der Teilchen; ρ^* = Dichte der Flüssigkeit; η = Viskosität der Flüssigkeit; d = Teilchendurchmesser, g = Gravitationskonstante $9.81 \frac{m}{s^2}$

Durch Umformen erhält man:

$$t = \frac{0.0183 \eta l}{(\rho - \rho^*) d^2}$$

Praktisch bedeutet dies, dass aus einer Suspension nach der Zeit t [s] in der Tiefe l [cm] alle Teilchen mit Durchmesser $\geq d$ verschwunden sind (Nowack, 2006).

Tabelle 7: Parameter der Probenahme

Durchmesser	Tiefe	Zeit
0.050 mm Schluff und Ton	19.0 cm	84 s
0.002 mm Ton	2.6 cm	2 h

Den Feinsand und Schluffanteil erhält man durch Differenzrechnung (Nowack, 2006).

4.3.3 Organisch C nach Walkley&Black

Grundsätzlich muss zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff und dem Gehalt an organischer Substanz unterschieden werden. Diese besteht nebst dem Kohlenstoff [C] auch aus den Elementen Sauerstoff [O], Wasserstoff [H], Stickstoff [N], Phosphor [P], Schwefel [S] usw. Bei den meisten Bestimmungsverfahren wird der org. C-Gehalt ermittelt. Durch Multiplikation mit dem Umrechnungsfaktor von 1,72 erhält man den Gehalt an organischer Substanz.

Mit dem Verfahren nach Walkley&Black wird der Kohlenstoff von C^0 zu C^{4+} oxidiert und das Chrom Cr^{6+} des Kaliumdichromats zu Cr^{3+} reduziert. Das nicht verbrauchte Cr^{6+} wird mit dem Ammoniumeisen(II)sulfat titrimetrisch bestimmt. Mit dieser Methode werden nur etwa 70 % des effektiv vorhandenen org. C erfasst. Holzkohle kann auf diese Weise nicht bestimmt werden (Egli et al., 2006).

4.3.4 Element-Gehalte

Bei der Röntgenfluoreszenzanalyse (XRF für **X-Ray Fluorescence Analysis**) wird die zu untersuchende Probe mit Röntgenstrahlung aus einer Röntgenröhre bestrahlt und dadurch zur Eigenstrahlung angeregt. Die von der Probe kommende Röntgenstrahlung besteht aus verschiedenen, von den einzelnen Elementen der Probe erzeugten, charakteristischen Wellenlängen. Durch die qualitative Bestimmung dieser charakteristischen Wellenlängen lässt sich feststellen, welche Elemente in der Probe vorliegen. Durch die quantitative Bestimmung der Intensität der einzelnen Wellenlängen kann ermittelt werden, in welcher Konzentration das jeweilige Element in der Probe vorhanden ist. Zur Unterscheidung der einzelnen Wellenlängen der von der Probe kommenden Röntgenstrahlung wird ein Analysatorkristall benutzt. Mit einem nachfolgenden Detektor wird die Intensität der einzelnen Wellenlängen gemessen.³

4.3.5 Wasserstoffionenkonzentration (pH)

Die Wasserstoffionenkonzentration (kurz: pH-Wert) charakterisiert den Säuregehalt der Bodenlösung. Die Messung wurde gemäss der Arbeitsvorschrift zur anorganischen Analytik von Boden und Wasser vorgenommen (Egli et al., 2006). Gemessen wurde in 0.01 m $CaCl_2$ -Lösung. Das Boden-Lösungsverhältnis war 1: 2,5.

³ Institut für Mineralogie, Geochemie und Salzlagerstätten der technischen Universität Clausthal, <http://www.immr.tu-clausthal.de/geoch/labs/XRF/RFA/Einleit.html>, Zugriff am 25. April 2006

4.3.6 Elektrische Leitfähigkeit

Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit, welche mit einem WTW⁴-Konduktometer erfolgte, diente der Bestimmung des Salzgehaltes des Bodens. Es wurde nach der Methode des Deutschen Instituts für Normierung DIN 19'684 Teil 11 vorgegangen. 20 g Boden wurden mit 50 ml Milliporewasser versetzt. Die Proben wurden vier mal 15 Minuten geschüttelt und danach 24 Stunden ruhig gestellt. Darauf wurden die Proben gefiltert mit einem 0.45 µm Filter. Danach erfolgte die Messung mit dem WTW-Konduktometer. Das Ziel der Messung waren Salzurückstände zu messen.

4.3.7 Titrationsexperiment

Um die Pufferkapazität des Bodens abschätzen zu können wurde ein Titrationsexperiment durchgeführt. 5 g Boden wurde mit 20 ml 1 molarer Salzsäure angesäuert. Geschüttelt wurde von Hand und mit einem Probenschüttler. Das Ziel war die nötige Menge Säure bis zur Erreichung von $\text{pH} \approx 4$ zu messen. Das verwendete Material waren ein Titriergerät und ein pH-Meter. Um das Säuregleichgewicht zu erreichen, wurden über den Zeitraum einer Woche Wiederholungsmessungen durchgeführt. Der pH 4 konnte nur ungefähr erreicht werden. Das Experiment wurde mit dem Ziel gemacht, die Resultate der Modellierung der Bodenversauerung in Kapitel 6.3 mit Laborwerten zu vergleichen.

4.4 Beprobung des Sickerwassers

Die Beprobung des Sickerwassers erfolgte wöchentlich. Pro Tank wurden zwei Plastikflaschen à 2 dl entnommen. Die Proben wurden während ca. zwei Monaten bei -12°C tiefgefroren. Sie wurden danach 4 Tage bei Raumtemperatur aufgetaut. Zur Trennung der Partikel von der gelösten Fraktion wurden ein Teil des Wassers mit einem Filter mit 0.45 µm grossen Poren gefiltert. Rein visuell war weder eine Trübung der Proben noch ein Filtrat feststellbar. Danach wurden die filtrierte Proben mit einem Tropfen HNO_3 angesäuert. Es gab zu keinem Zeitpunkt Probleme mit Algenbildung.

Zur Messung des Elementgehalts der Partikelfraktion und des DOC (dissolved organic carbon) wurden die Proben in der Probeflasche angesäuert und ohne Filtration direkt gemessen.

Die Beprobung erfolgte aus zwei Probennahmetanks (je einer pro Lysimeter) und mit jeweils zwei identischen Probenflaschen. Pro Datum wurden also vier Proben analysiert. Diese wurden am Ende wieder aggregiert, indem der Durchschnitt ausgerechnet wurde.

⁴ Wissenschaftlich Technische Werkstätten GmbH & Co. KG

4.4.1 Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) mit Flamme

Die Analyse der Elementkonzentration erfolgte mittels AAS (Abbildung 8). Je nach Konzentration wurde die Messung mit Flammen–AAS oder der Graphitrohrtechnik durchgeführt.

Die AAS beruht auf dem Kirchhoffschen Strahlungsgesetz, nach dem freie Atome eines Elementes, die sich im Grundzustand befinden, Lichtenergie jener Frequenz absorbieren, die sie im angeregten Zustand emittieren. Dabei ist die Frequenz der Resonanzabsorption spezifisch für das Element, während die gemessene Lichtabsorption der vorhandenen Menge der freien Atome dieses Elementes proportional ist.

Für die Elementkonzentration C gilt:

$$C = E_A / A \times L$$

E_A = atomare Extinktion

A = atomarer Extinktionskoeffizient

L = Länge der absorbierenden Schicht

(Egli et al., 2006)

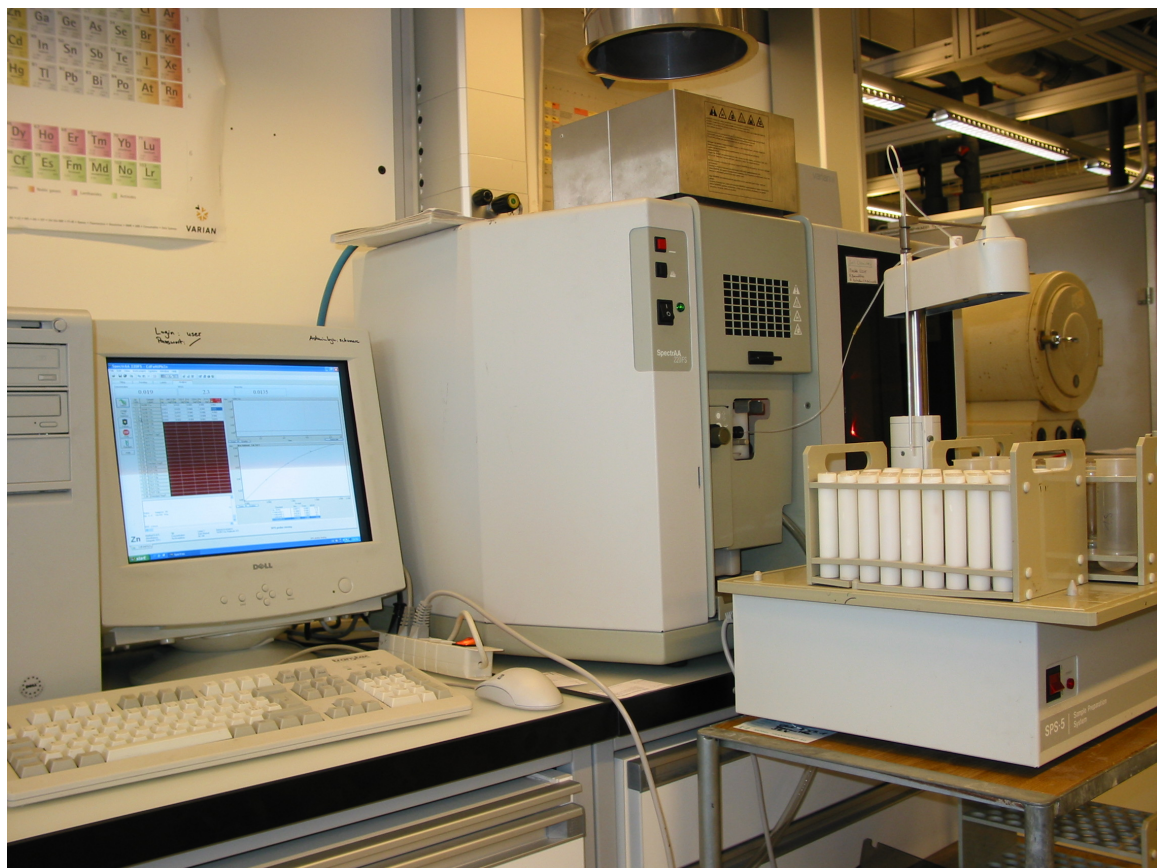


Abbildung 8: Der Flammen–Atomabsorber (Mitte), an dem die Zinkkonzentrationen gemessen wurden. Rechts der Autosampler, links der Steuerungscomputer.

4.4.2 Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) mit Graphitrohr

Die Graphitrohr-Atomabsorptionsspektrometrie (Abbildung 9) ist eine hochempfindliche spektroskopische Technik, die exzellente Detektionsgrenzen zur Messung von Metallkonzentrationen in wässrigen und festen Proben ermöglicht.

Das Graphitrohr wird eingesetzt, um die Proben zu verdampfen oder zu zerstäuben. Es ist ein elektrothermales System, das Temperaturen bis 3000°C erzeugen kann. Das geheizte Graphitrohr erzeugt die thermale Energie, um chemische Bindungen in der Probe zu brechen und freie Atome im Grundzustand zu erzeugen. Diese Atome im Grundzustand sind in der Lage, Energie zu absorbieren und zu einem angeregten Zustand zu gelangen. Die Menge des absorbierten Lichts steigt mit der Konzentration des gesuchten Elements. Graphitrohratomabsorption wird hauptsächlich für die Messung sehr tiefer Konzentrationen von Metallen in Wasserproben gebraucht.⁵

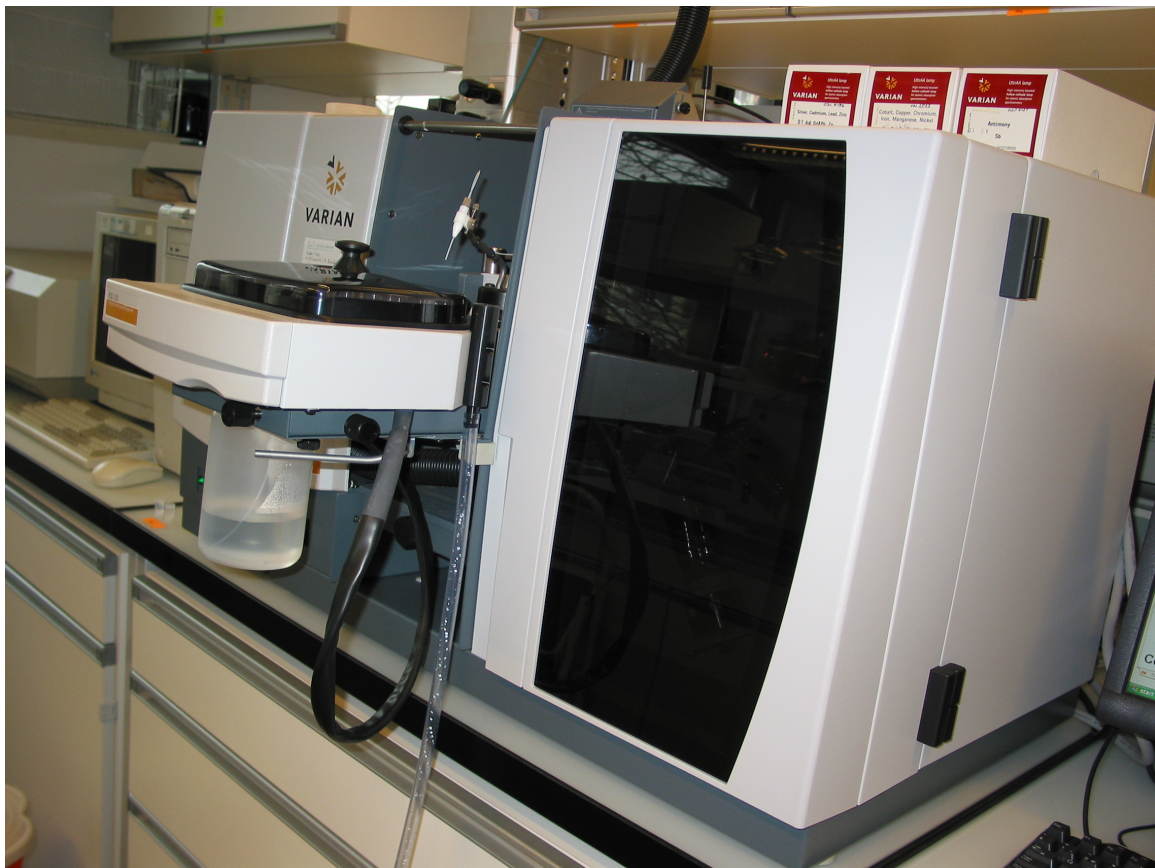


Abbildung 9: Der Graphitrohr-Atomabsorber, an dem die Cd-, Pb-, Fe- und Ni-Konzentrationen gemessen wurden. Auf dem Teller links befindet sich der Auto-sampler, hinter der dunklen Scheibe rechts befinden sich die Lampen, die eine spezifische Wellenlänge ausstrahlen.

⁵ US Environmental Protection Agency, <http://fate.clu-in.org/graphite.asp?techttypeid=94>, Zugriff am 25. April 2006

Die Kalibriergeraden für die Messung von Blei, Cadmium, Eisen und Nickel sind in den Abbildungen 10–13 dargestellt. Diese Geraden werden mit der Messung von Standards mit bekannter Konzentration erstellt und definieren, welchem Extinktionswert welche Konzentration zugeordnet werden soll.

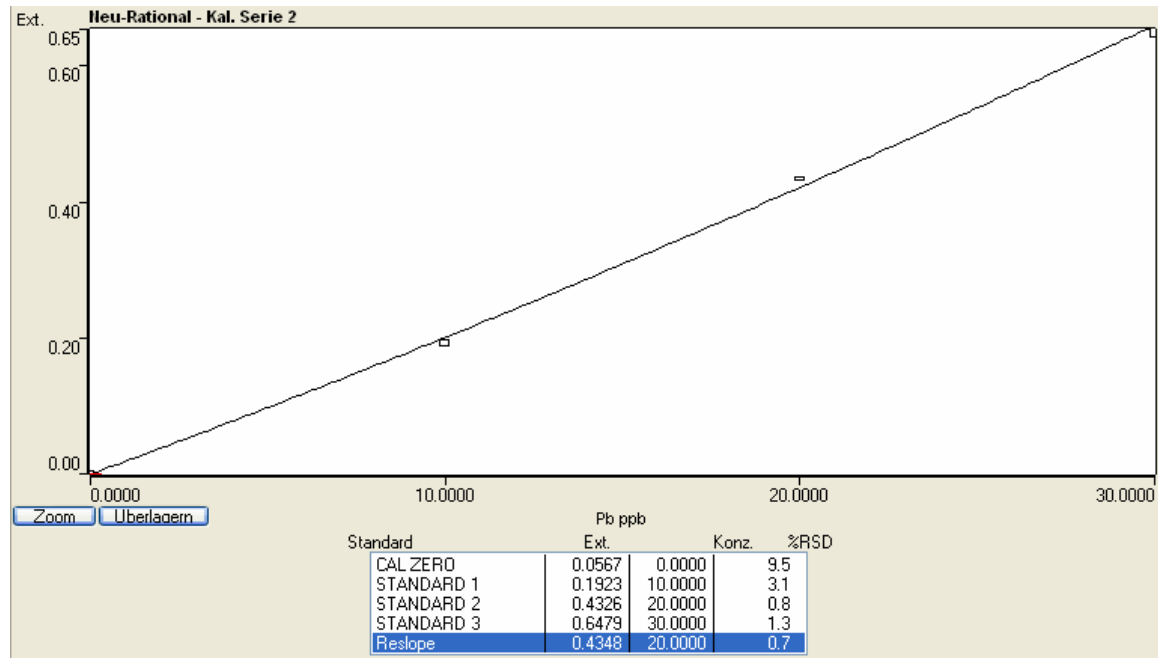


Abbildung 10: Kalibrationskurve der Bleimessung. Die Steilheit der Kurve ist ein Mass für die Empfindlichkeit des Sensors. Die Werte für die prozentuale Relative Standardabweichung (RSD [%]) sollten möglichst klein sein. Waren sie tiefer als 10%, so wurde die Messung akzeptiert. Bei grösseren Werten wurde die Kalibration aus Gründen der Qualitätssicherung abgebrochen.

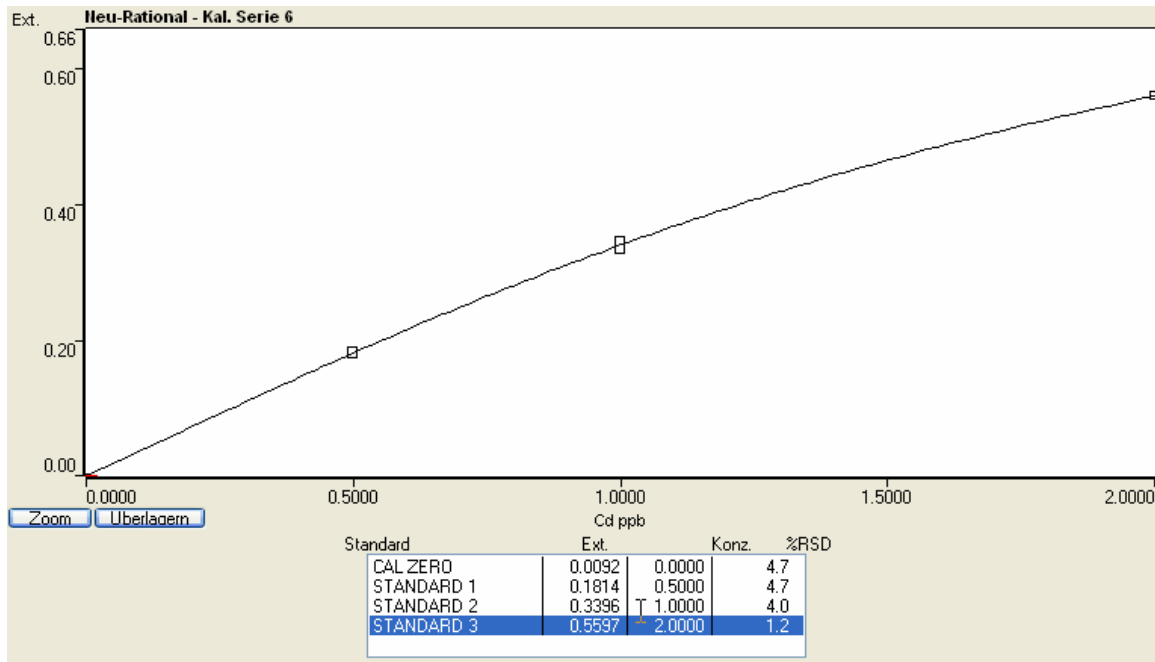


Abbildung 11: Kalibrationskurve der Cadmiummessung. Die Steilheit der Kurve ist ein Mass für die Empfindlichkeit des Sensors. Die Werte für die RSD [%] sollten möglichst klein sein. Waren sie tiefer als 10%, so wurde die Messung akzeptiert. Bei grösseren Werten wurde die Kalibration aus Gründen der Qualitätssicherung abgebrochen.

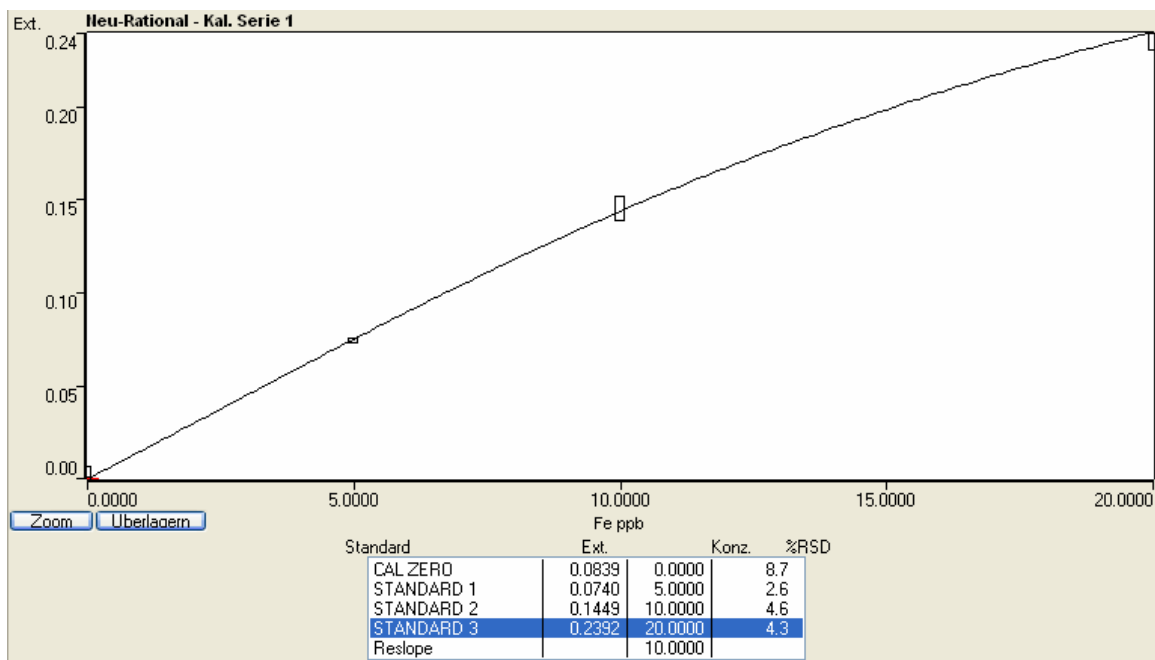


Abbildung 12: Kalibrationskurve der Eisenmessung. Die Steilheit der Kurve ist ein Mass für die Empfindlichkeit des Sensors. Die Werte für die RSD [%] sollten möglichst klein sein. Waren sie tiefer als 10%, so wurde die Messung akzeptiert. Bei grösseren Werten wurde die Kalibration aus Gründen der Qualitätssicherung abgebrochen.

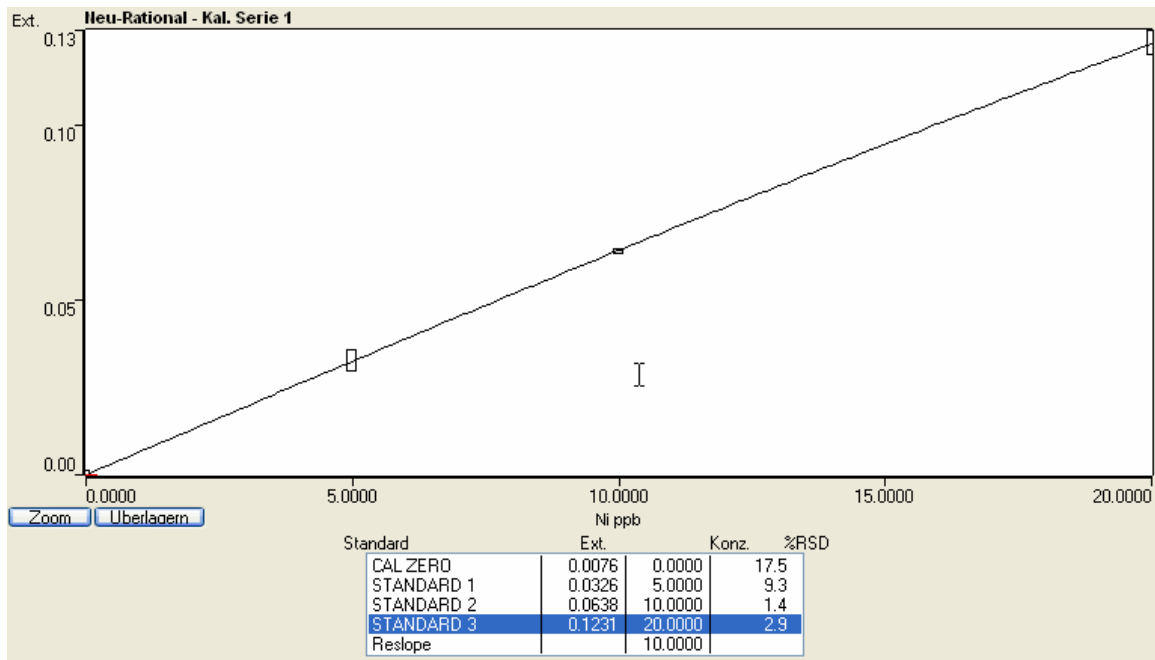


Abbildung 13: Kalibrationskurve der Nickelmessung. Die Steilheit der Kurve ist ein Mass für die Empfindlichkeit des Sensors. Die Werte für die RSD [%] sollten möglichst klein sein. Waren sie tiefer als 10%, so wurde die Messung akzeptiert. Bei grösseren Werten wurde die Kalibration aus Gründen der Qualitätssicherung abgebrochen.

4.4.3 Ionenchromatographie (IC)

Ursprünglich sollten mit dieser Methode gelöste Chloridionen gemessen werden, um eine allfällige Auswaschung von Salz aus dem Strassenrandboden zu beobachten. Als Zusatzprodukt kamen die Messwerte von Nitrat und Sulfat heraus.

Die Chromatographie ist ein physikalisch-chemisches Verfahren zur Trennung von Substanzgemischen. Der Trenneffekt beruht auf einer wiederholten Verteilung zwischen zwei Phasen, von denen eine Phase stationär (ruhend) ist, während die zweite, mobile Phase sich in einer bestimmten Richtung bewegt.

Retentionsparameter/Verteilungskoeffizient D:

Wird ein Stoffgemisch einer chromatographischen Trennung unterworfen, so wird sich für jede Komponente ein Verteilungsgleichgewicht zwischen mobiler und stationärer Phase ausbilden. Eine Stofftrennung ist nur dann erfolgreich, wenn sich die Verteilungskoeffizienten D der einzelnen Komponenten hinreichend voneinander unterscheiden.

D ist definiert als das Verhältnis der Konzentration eines Stoffes A in der stationären Phase (Index s) und der mobilen Phase (Index m):

$$D = (A)_s / (A)_m$$

Dementsprechend werden Stoffe mit einem hohen Verteilungskoeffizienten D stärker zurückgehalten als solche mit einem kleinem D .

IC-System:

Mit Hilfe einer Hochdruckpumpe wird ein Fliessmittel (mobile Phase, in den meisten Fällen eine Karbonat/Bikarbonatlösung) durch eine Trennsäule (stationäre Phase) gepumpt. Die Trennsäulen in der Anionenchromatographie enthalten sphärische Polymerpartikel mit quartären Ammoniumgruppen (+ aufgeladen), an denen die Auftrennung der Ionen stattfindet. In der Kationenchromatographie werden Sulfonsäuregruppen (- geladen) als reaktive Gruppen für die Trennung verwendet. Diesem kontinuierlichen Fluss der mobilen Phase wird das zu trennende Probengemisch mittels eines Injektors eingespritzt und durch die Trennsäule gepumpt auf der die Auftrennung der verschiedenen Ionenspezies erfolgt.

Chromatogramm/Auswertung:

Die aufgetrennten Ionen werden durch einen Leitfähigkeitsdetektor gepumpt, in dem die Leitfähigkeit gegen die Zeitachse aufgezeichnet wird. Die Peakfläche ist der Konzentration des Ions proportional. Die Zeit, die ein Ion benötigt, um durch die Säule zu wandern, ist eine spezifische Konstante und wird zur Identifizierung des Ions verwendet (Egli et al., 2006).

Die Nitratgehalte wurden gemessen, nachdem die Proben eine Weile bei Raumtemperatur lagerten. Da wöchentlich beprobt wurde, lagerte das Probewasser während maximal einer Woche in den Tanks. Daher muss bakterielle Aktivität vorhanden gewesen sein und die Nitratwerte sind dadurch beeinflusst worden. NH_4^+ wurde zu NO_3^- umgewandelt.

4.5 Beprobung der Pflanzen

Das Ziel der Pflanzenbeprobung war herauszufinden ob ein Übergang der beobachteten Schadstoffe in die Nahrungskette stattfindet. Um den Transfer der Schwermetalle in die Pflanzen zu dokumentieren, wurde die Pflanze *Phacelia tanacetifolia* am 23. Mai 2006 angebaut. Pflanzenproben wurden am 8. Juni, am 27. Juni und am 14. Juli 2006 im Abstand von zweieinhalb Wochen genommen. Die Wurzeln wurden manuell vom Rest der Pflanzen getrennt. Die Proben wurden mit entionisiertem Wasser gewaschen und anschliessend eine Woche im Trockenschrank bei 40°C getrocknet. Die Messung der Element-Gehalte erfolgte mit der Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA). Man könnte an dieser Methode kritisieren, dass bei der Messung nicht wirklich der Schwermetallgehalt der Pflanzen gemessen wird, sondern der Gehalt der Bodenpartikel auf der Pflanzenoberfläche. Wenn auf belasteten Flächen jedoch Futterpflanzen angebaut werden oder Vieh weidet, so nehmen die Tiere beim Fressen diese anhaftenden Bodenpartikel ebenfalls auf. Von den Tieren wird sogar noch zusätzlich Dreck verschlungen. Deshalb ist eine Messung der mit entionisiertem Wasser gewaschenen Pflanzen durchaus vertretbar, auch wenn dabei möglicherweise verschmutzte Bodenpartikel mitgemessen wurden.

5. Resultate

5.1 Klima während dem Beprobungszeitraum

Das Hauptereignis im Jahre 2005 war aus klimatologischer Sicht das verheerende Unwetter vom 21. – 22. August. Extreme Starkregen von teilweise mehr als 36 Stunden Dauer führten zu Überschwemmungen, Rutschungen und Murgängen, welche in weiten Gebieten der Schweiz grosse Schäden anrichteten (Meteo Schweiz, 2005).

Am 18./19. August lag ein Tiefdruckgebiet über Frankreich. Dieses Tiefdruckgebiet zog anschliessend in den Golf von Genua und von dort bis am 23. August über die Ostalpen nach Norden. Dabei wurden feuchtwarme Luftmassen aus dem Mittelmeerraum über die Alpen verfrachtet, mit nordöstlichen Winden zum Alpennordhang zurückgeführt und dort gestaut. Diese Zugbahn wird in der Meteorologie auch Vb-Lage genannt. Eine Witterungslage, welche in der Vergangenheit schon vermehrt zu verheerenden Niederschlägen geführt hat. Als Folge dieser Entwicklung traten am 21. / 22. August 2005 extreme Regenfälle auf. Diese verursachten am Alpennordhang Schäden von rund zwei Mia. Franken und forderten 5 Menschenleben. Massiv getroffen wurden vor allem das Berner Oberland und die Innerschweiz. Vom unteren Simmental bis ins Urnerland gab es in fast jedem Tal schwere Verwüstungen (MeteoSchweiz, 2005).

Einmalig war, dass fast am gesamten Alpennordhang flächig innerhalb von 48 Stunden mehr als 100 Liter Regen pro m² (=100 mm) gefallen sind. Das führte dazu, dass an einigen ausgewählten Stationen Rekordmengen gemessen wurden. Die statistische Wiederkehrdauer für einige dieser Stationen beträgt weit mehr als 100 Jahre (MeteoSchweiz, 2005).

Ende August und Anfang September etablierte sich ein Hochdruckgebiet über Mitteleuropa. Es bewirkte eine sonnenreiche Spätsommer-Periode. Die Temperaturen erreichten an einzelnen Stationen nochmals die Hitzegrenze von 30°C.

Zu Beginn des Monats Oktober fielen in weiten Gebieten der Schweiz nochmals ergiebige Niederschläge. Am Alpennordhang, im Wallis, in grossen Teilen von Graubünden sowie im Tessin waren es die letzten bedeutenden Niederschläge, weshalb in diesen Regionen zum Teil beträchtliche Niederschlagsdefizite auftraten. Die verhältnismässig milde und trockene Witterung setzte sich auch in den ersten Novembertagen fort. Erst am 17. November erreichte eine Störung die Alpen. Dieser Störung folgte kalte Polarluft. Im östlichen Flachland fiel teilweise Schnee bis in die Niederungen. Es bildete sich vielerorts die erste, dünne Schneedecke des Winters 2005/2006. Die gefallenen Schneemengen waren aber gering. Dies führte dazu, dass der Monat November in der ganzen Schweiz ausgesprochen niederschlagsarm ausfiel. In Verbindung mit der bereits sehr trockenen Witterung im Oktober führte dies vom östlichen Berner Oberland bis ins Appenzellerland und Rheintal, aber auch im Vorderrheintal, Gotthardgebiet und Nordtessin zu einer extremen Niederschlagsarmut. Der Bodensee erreichte beinahe den tiefsten Stand seit Beginn der Messungen 1864. Ebenfalls nahe am historischen Tiefstand für diese Jahreszeit waren die Füllmengen der Schweizer Stauseen (Meteo Schweiz, 2005).

Besonders die Überschwemmungen vom 21./22. August spiegeln sich in den Messwerten der Station Luzern sehr gut wieder. Zwei Wochen nach der Schüttung der Lysimeter erfolgten die extremen Starkniederschläge. Vom 18. bis am 22. August 2005

fielen mehr als 2500 Liter Niederschlag auf die Lysimeterflächen. Die Probenahme-tanks konnten diese enorme Menge nicht fassen und überliefen. Als Folge davon ging ca. 1/5 des Probewassers verloren. Die Trockenphase im September fand ihre Entsprechung in Luzern nur bedingt. Die folgenden Monate wiesen aber auch in Luzern ein deutliches Niederschlagsdefizit auf. Auch die Kältephase Ende Jahr schlug sich in den Mittelwerten der Station Luzern nieder (siehe auch Abbildung 14).

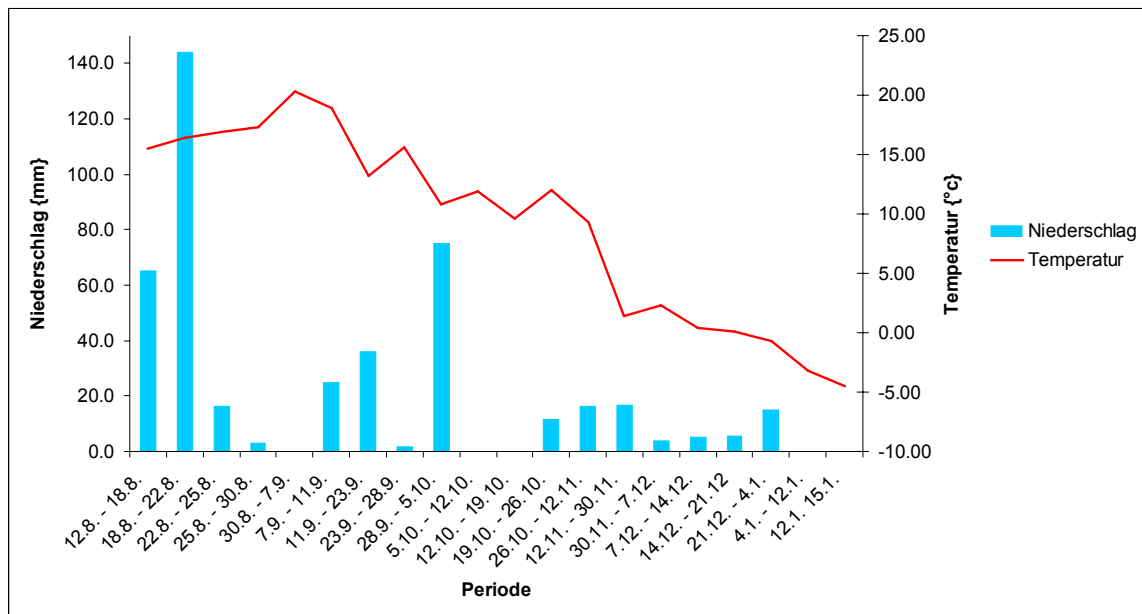


Abbildung 14: mittlere Wochentemperatur und Niederschlag während der Beobachtungsperiode vom 12. August 2005 bis am 15. Januar 2006. Dargestellt sind die Zeiträume zwischen den einzelnen Beprobungen (MeteoSchweiz, 2006)

5.2 Ausflusscharakteristik

Die Regenmenge in den Tanks wurde mit Hilfe einer Pumpe und einer Wasserzähluhr gemessen. In Abbildung 15 ist aufgezeigt, dass selbst erhebliche Regenmengen nicht durch das Lysimeter durchsickern. Die Niederschlagsspitzen im September wurden stark abgeschwächt und zum Teil verzögert wieder abgegeben. Die Ausflussmenge ist eine Folge von Niederschlag, Evapotranspiration und Speicherung. Im Sommer hatte es weniger Wasser in den Tanks als aufgrund der Niederschläge erwartet wurde. Ein möglicher Grund ist die verstärkte Evapotranspiration. Auch im Oktober und November wurde eher weniger Wasser als erwartet in den Tank gemessen. Hier dürfte der Grund vermutlich die anhaltende Trockenheit ab Mitte Oktober gewesen sein. Als Folge davon könnten die darauf folgenden Niederschläge eher im Boden gespeichert worden sein.

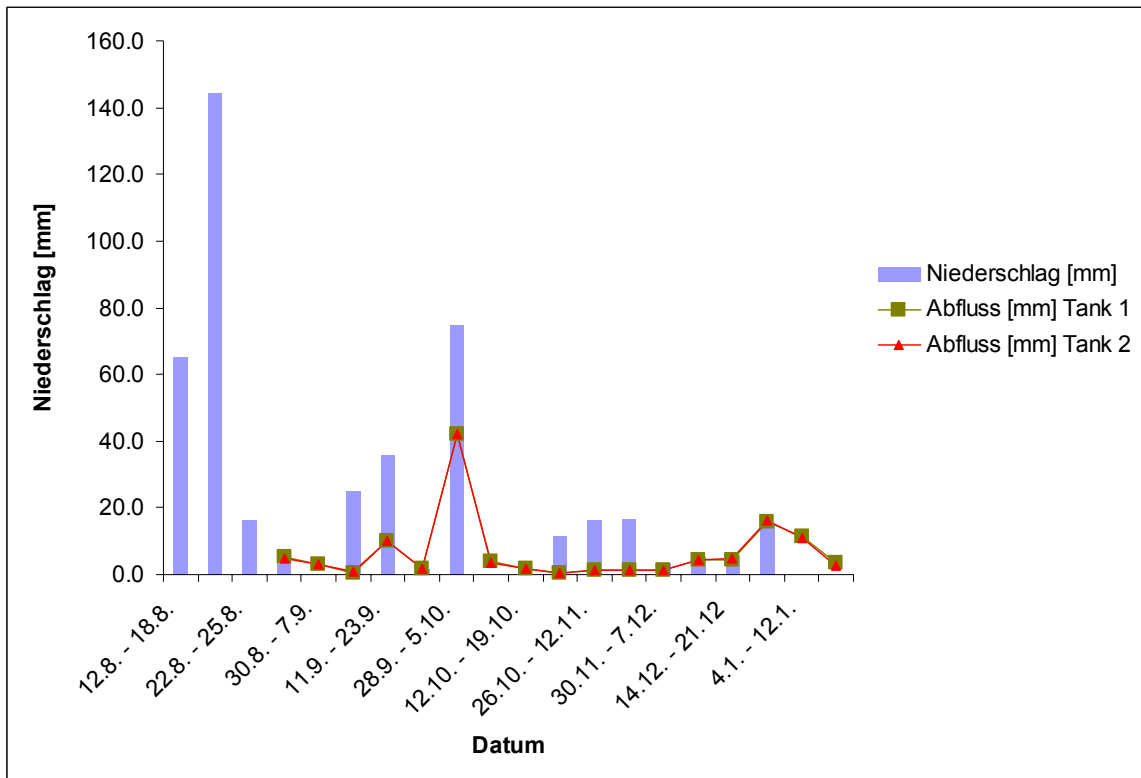


Abbildung 15: Niederschlag und beobachtete Ausflussmengen vom 25. August 2005 bis am 15. Januar 2006 (Meteo Schweiz, 2006)

5.3 Sickerwasseranalyse

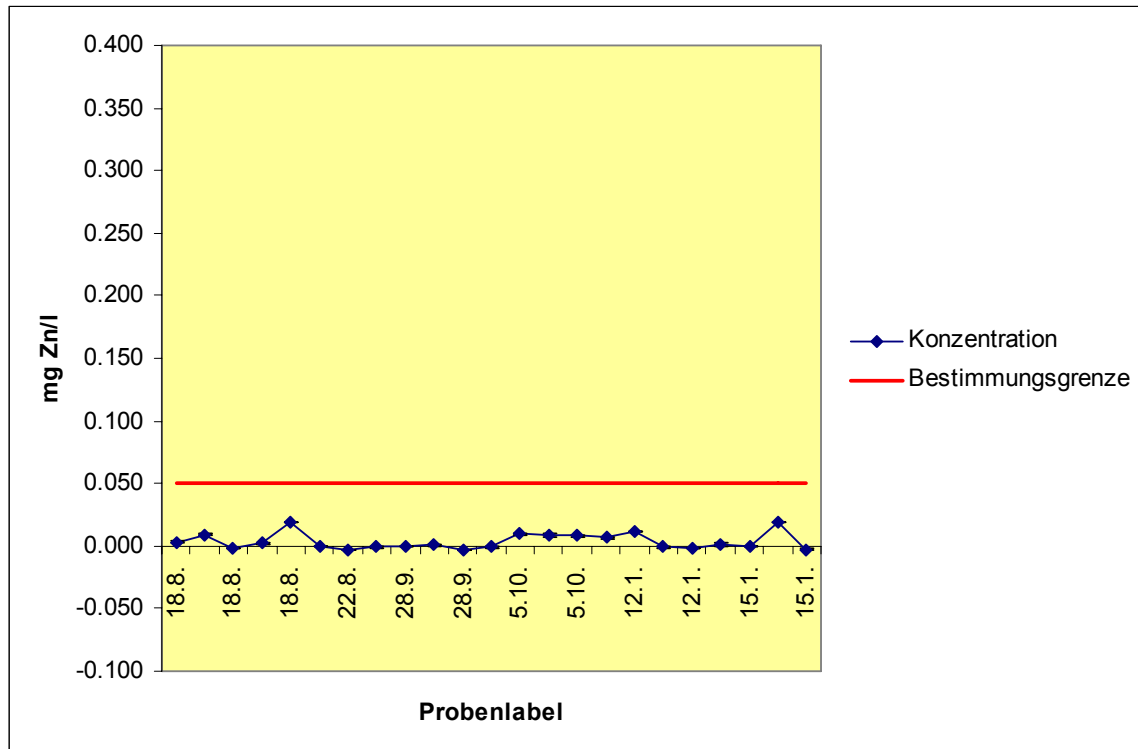


Abbildung 16: Zinkgehalt des Sickerwassers [mg/l]. Die Bestimmungsgrenze⁶ liegt bei 0.05 mg Zn/l und ist durch die rote Linie dargestellt.

Zink erreicht in keiner der gemessenen Stichproben eine mit dem Flammen-AAS messbare Konzentration (siehe Abbildung 16). Da schon diese Konzentration unterhalb der im Anhang aufgeführten Grenzwerte liegt wurde auf eine Messung mit dem Graphitrohr-AAS verzichtet.

Blei weist im Boden die höchste Konzentration mit einem Gehalt von durchschnittlich 465.65 mg/kg auf. Die Messung der Standardlösungen zeigte, dass die Messungen sehr genau waren. Die Standardabweichung ist bei den Standards sehr tief. Nach 10 Proben wurde ein Reslope⁷ durchgeführt und nach 20 Proben eine Neukalibration.

⁶ Bestimmungsgrenzen nach Bruno Kägi.

⁷ Bei einem Reslope wird nur ein Standard und die Blanklösung (Millipore-Wasser) gemessen. Falls die Abweichung grösser als 20% von der ursprünglichen Kalibration ist, erfolgt eine Neukalibration.

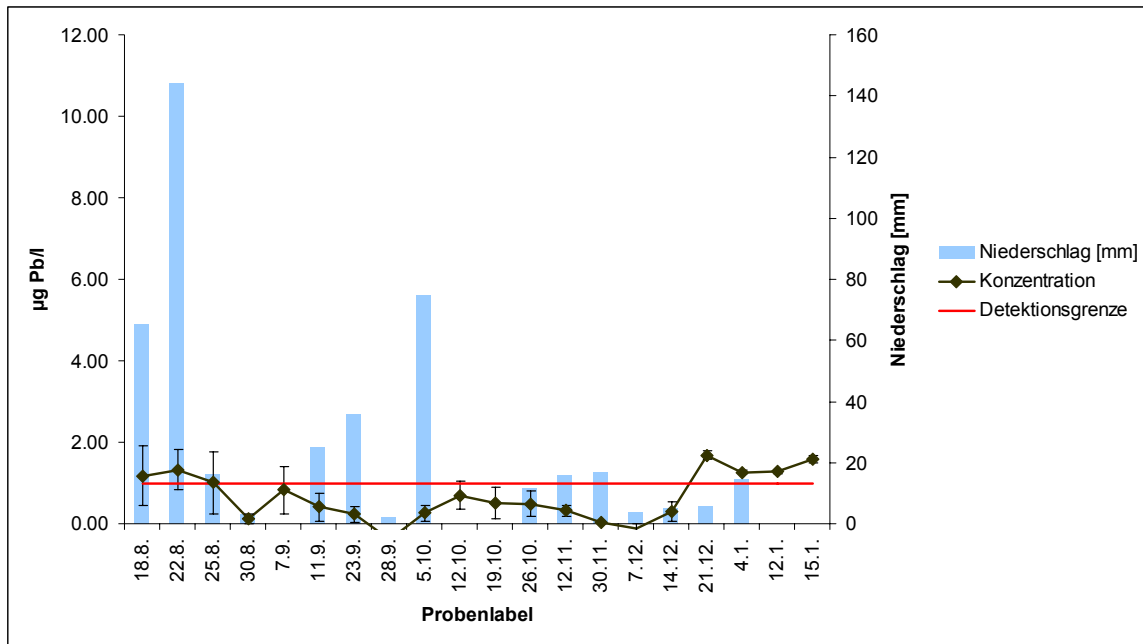


Abbildung 17: Bleigehalt (gelöst) des Sickerwassers [$\mu\text{g/l}$]. Die Bestimmungsgrenze liegt bei $1 \mu\text{g Pb/l}$ und ist durch die rote Linie dargestellt. Die blauen Balken zeigen den Niederschlag während den Beobachtungszeiträumen. Nach der Filterung wurden die Proben angesäuert.

Die Messwerte in Abbildung 17 zeigen den gelösten Gehalt an Blei. Die Gehalte an Blei lagen vom 12.8.–28.8. und vom 21.12.–15.1. zwischen 1.2 und $1.6 \mu\text{g Pb/l}$. Dazwischen liegen die Messwerte im nicht nachweisbaren Bereich. Die Unterscheidung zwischen gelöstem Gehalt und Gesamtgehalt erfolgte durch eine Filtration mit einem Filter von $0.45 \mu\text{m}$ Durchmesser.

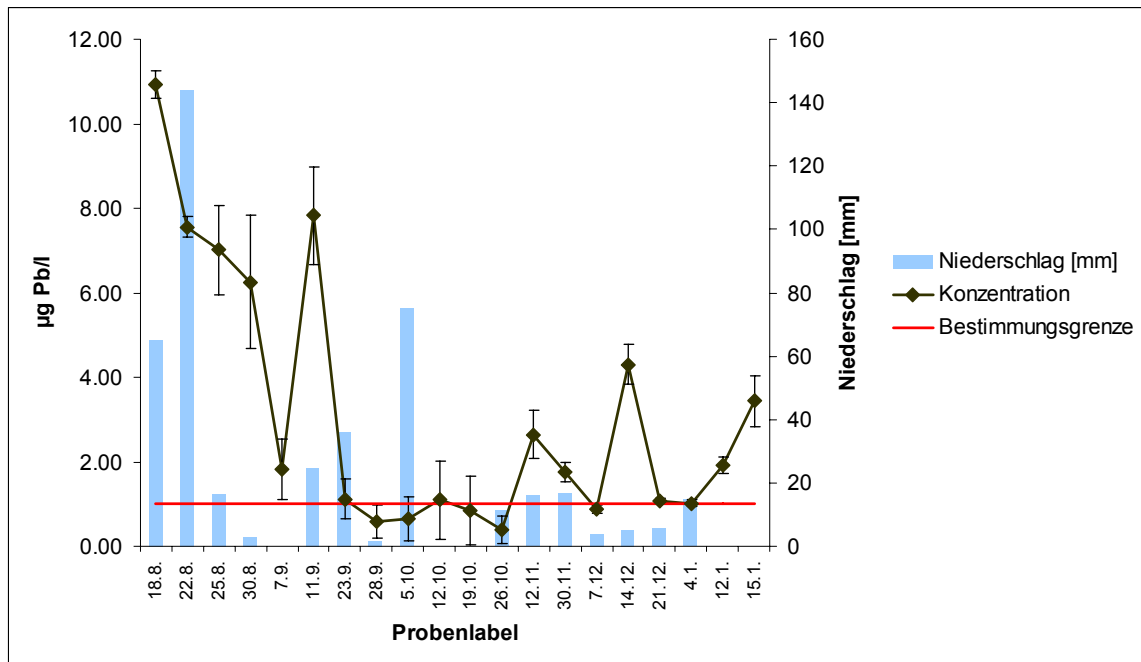


Abbildung 18: Bleigehalt (gesamt) des Sickerwassers [$\mu\text{g/l}$]. Die Bestimmungsgrenze liegt bei $1 \mu\text{g Pb/l}$ und ist mit der roten Linie gekennzeichnet. Die blauen Balken zeigen den Niederschlag während den Beobachtungszeiträumen. Die Proben wurden angesäuert und nicht gefiltert.

Das Blei-Gesamtgehalte, die in Abbildung 18 dargestellt sind, sind grösstenteils an Partikel mit einem Durchmesser $> 0.45 \mu\text{m}$ sorbiert gewesen. Dieses Blei wurde durch Ansäuern der Proben in Lösung gebracht und konnte so anschliessend nachgewiesen werden. Die Messung der $30 \mu\text{g/l}$ Standards zeigte, dass die Methode zuverlässig war. Die nachweisbare Auswaschung von Blei erfolgte direkt nach der Schüttung des Bodens. Blei ist vorwiegend an Partikel und DOC gebunden ausgewaschen worden. Danach sank der Gesamtgehalt unmittelbar wieder unterhalb die Detektionsgrenze. Es war eine Bleiauswaschung unmittelbar nach der Schüttung feststellbar. Diese nimmt schnell wieder ab. In den Proben vom Januar 2006 ist eine ansteigende Tendenz zu sehen.

Der Cadmiumgehalt des Bodens liegt bei 1.39 mg/kg . Somit ist der Richtwert überschritten. Bemerkenswert bei der Cadmiummessung ist die unterschiedliche Bestimmungsgrenze. Die erste Grenze von $0.01 \mu\text{g/l}$ ist sehr tief und konnte bei der zweiten Messserie nicht mehr erreicht werden. Deshalb musste die Konzentration der Standards erhöht werden, und demzufolge liegt in der zweiten Messserie auch die Bestimmungsgrenze höher. In den Proben ab 14.12. wurde ein Cadmium-Gehalt von maximal $0.15 \mu\text{g Cd/l}$ (Abbildung 19) nachgewiesen. Die Kontrollmessung einer Probe mit $0.5 \mu\text{g/l}$ Konzentration war sehr genau. Auch die Cadmiummessung wurde wiederholt, ohne dass die Proben zuvor gefiltert wurden. Es konnten jedoch keine messbaren Gesamtgehalte nachgewiesen werden, weshalb auf eine Darstellung der entsprechenden Messwerte verzichtet wird.

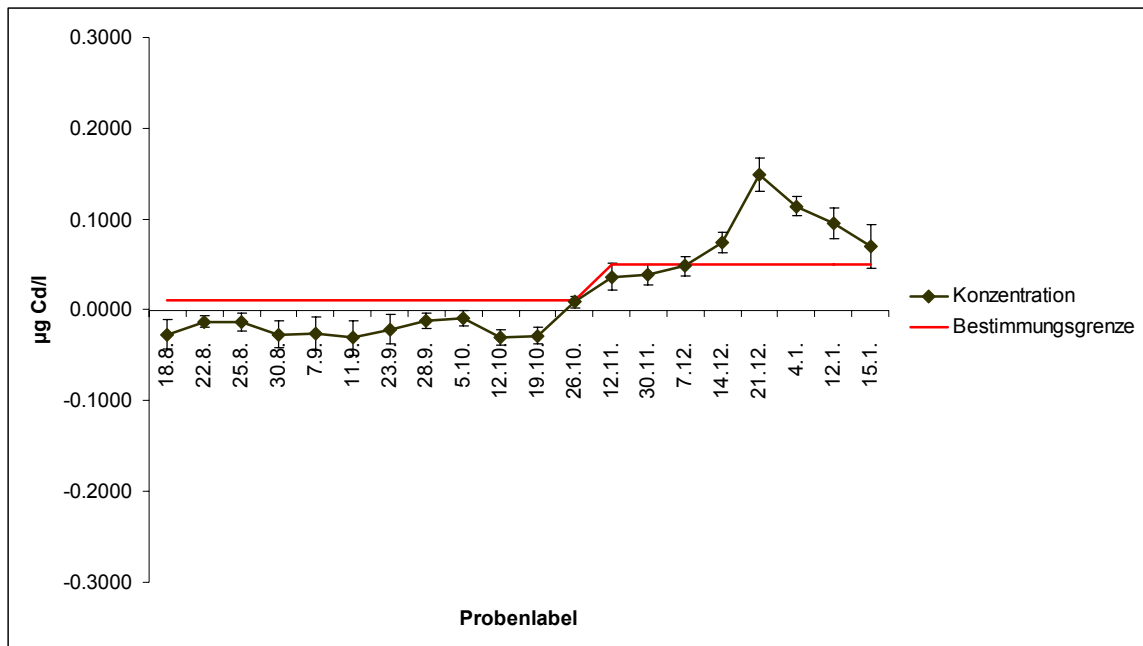


Abbildung 19: Cadmiumgehalt des Sickerwassers [$\mu\text{g/l}$]. Die Nachweisbarkeitsgrenze liegt bei 0.01 und 0.05 $\mu\text{g Cd/l}$ und ist durch die rote Linie gekennzeichnet. Nach der Filterung wurden die Proben angesäuert.

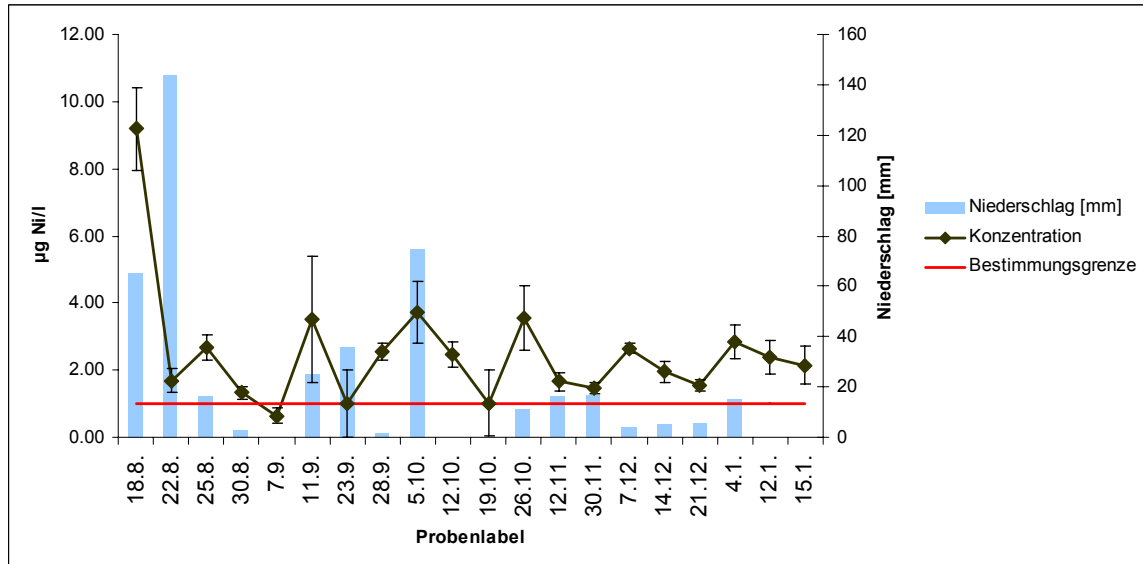


Abbildung 20: Nickelgehalt (gelöst) des Sickerwassers [$\mu\text{g/l}$]. Die Nachweisbarkeitsgrenze liegt bei 1 $\mu\text{g Ni/l}$ und ist durch die braune Linie dargestellt. Die hellgrünen Balken zeigen die Abweichung der drei Wiederholmessungen voneinander. Die Proben wurden nach der Filterung angesäuert.

Nickel weist in der ersten Messung vom 18. August 2005 eine Auswaschung von ca. 9 $\mu\text{g Ni/l}$ auf. Danach fallen die Messwerte und pendeln sich auf tiefem Niveau ein. Dies ist in Abbildung 20 dargestellt. Erfolgte keine vorhergehende Filtration mit einem 0.45 μm -Filter, so war in der ersten Probe ein Gehalt von 8 $\mu\text{g Ni/l}$ messbar (siehe Abbildung 21). Auch Nickel wurde direkt nach der Schüttung am stärksten ausgewaschen. Es scheint, dass Nickel, anders als Blei, primär in gelöster Form ausgetragen wird.

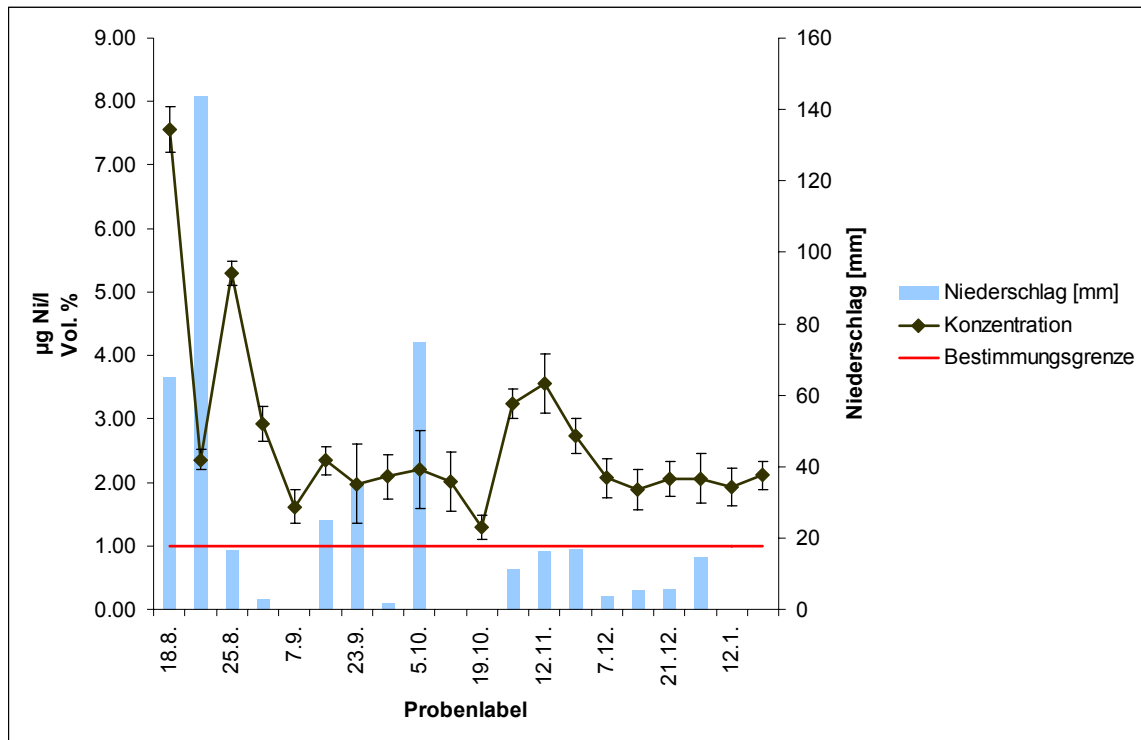


Abbildung 21: Nickelgehalt (gesamt) des Sickerwassers [$\mu\text{g/l}$]. Die Nachweisbarkeitsgrenze liegt bei 1 $\mu\text{g Ni/l}$ und ist durch die rote Linie gekennzeichnet. Die Linie mit den grünen Punkten zeigt die Konzentrationswerte mit der angedeuteten Standardabweichung. Die blauen Balken zeigen den Niederschlag während dem Beobachtungszeitraum. Die Proben wurden angesäuert und nicht gefiltert.

In Abbildung 22 wurden die Frachten der Schwermetalle dargestellt. Besonders zu Beginn des Experiments wurde viel Nickel und Blei verlagert. Von Cadmium, Zink und Eisen wurden nur die gelösten Gehalte gemessen. Daher wurden sie auch nicht auch nicht in Abbildung 22 dargestellt.

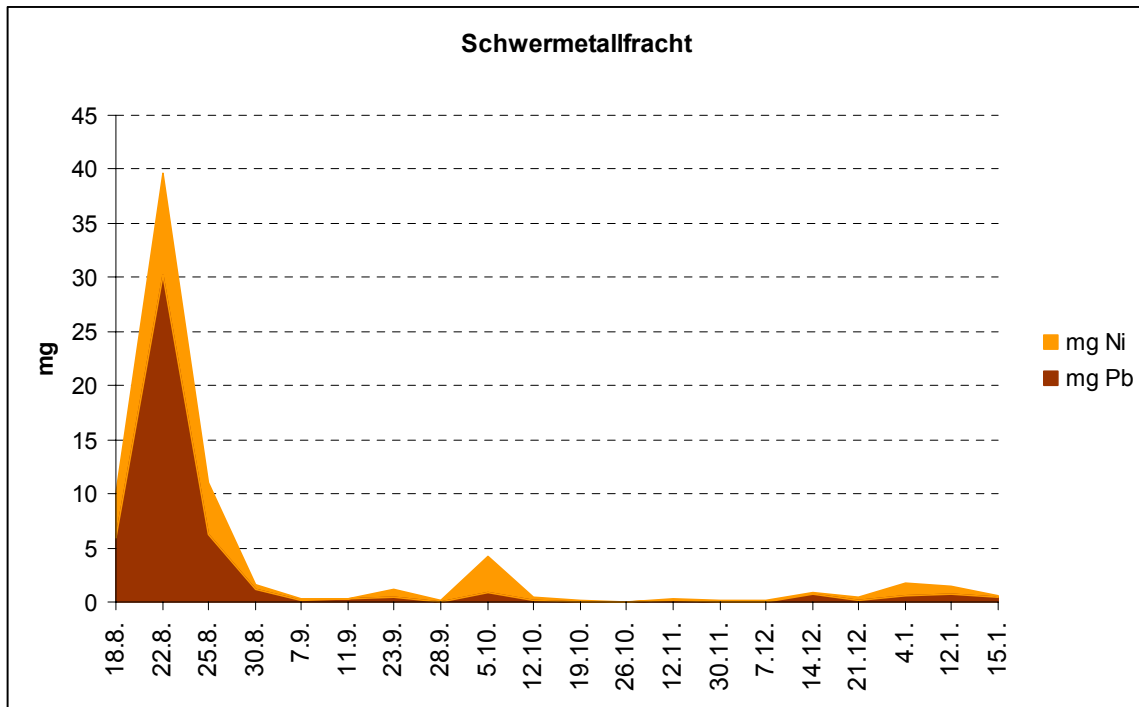


Abbildung 22: Schwermetallfracht des Sickerwassers.

In Tabelle 8 sind die Beziehungen unter den einzelnen Elementkonzentrationen dargestellt. Wenn man annimmt, dass $r \geq |0.95|$ eine signifikante Korrelation darstellt⁸, so korrelieren die Messwerte nicht. Sieht man davon ab, so zeigt sich, dass Nickel (gelöst) und Nickel (gesamt) am Besten korrelieren mit $r = 0.7733$. Blei (gelöst) und Blei (gesamt) korrelieren mit $r = 0.2610$ sehr schlecht. Blei (gesamt) korreliert mit Nickel (gesamt) mit einem $r = 0.6837$. Die Korrelation mit dem Niederschlag ist gering.

Tabelle 8: *r*-Werte des Pearson-Korrelationskoeffizienten

	Ni [$\mu\text{g/l}$] (gelöst)	Pb [$\mu\text{g/l}$] (gelöst)	Cd [$\mu\text{g/l}$] (gelöst)	Pb [$\mu\text{g/l}$]	Ni [$\mu\text{g/l}$]
$\mu\text{g Ni/l}$ (gelöst)	1	0.1550	-0.1547	0.5229	0.7733
$\mu\text{g Pb/l}$ (gelöst)	0.1550	1	0.4280	0.2610	0.1646
$\mu\text{g Cd/l}$ (gelöst)	0.4280	0.4280	1	-0.3280	-0.2410
$\mu\text{g Pb/l}$	0.5229	0.2610	-0.3280	1	0.6837
$\mu\text{g Ni/l}$	0.7733	0.1646	-0.2410	0.6837	1
Niederschlag [mm]	0.2958	0.1897	-0.2807	0.4565	0.2602

⁸ Mündliche Empfehlung von M. Tschan, 17. November 2006

5.4 Auswaschung der Ionen Chlorid, Nitrat und Sulfat

Mit Hilfe des Ionenchromatographen wurde der Gehalt des Sickerwassers an Chlorid gemessen. Damit soll festgestellt werden, ob das Tausalz, welches für den Winterdienst in grossen Mengen verwendet wird, aus dem Strassenrandboden ausgewaschen wird. Denn jeden Winter werden pro Kilometer Strasse ~15 Tonnen Tausalz gestreut⁹. Die Messwerte, abgebildet in Abbildung 23, zeigen Chloridgehalte, die zumeist unter der Chloridkonzentration des bekannten Mineralwassers „Valser“ liegen. Der Chloridgehalt ist also als unschädlich zu interpretieren.

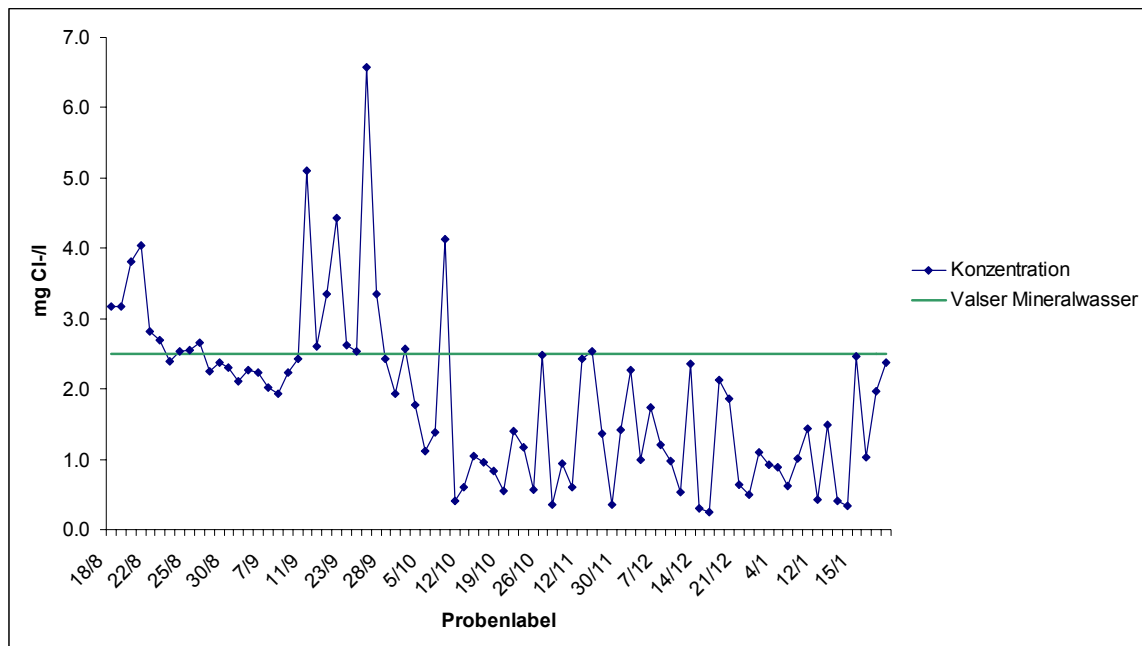


Abbildung 23: Chlorid-Konzentration des Sickerwassers [mg/l]. Als Vergleich dazu die Chlorid-Konzentration des berühmten Mineralwassers Valser.¹⁰

Die Werte in Abbildung 24 sind mit Vorsicht zu geniessen, da die Konzentrationen zum Teil deutlich über jenen der Standards liegen. Da das Wasser während maximal einer Woche in den Tanks lagerte und danach eine Weile bei Raumtemperatur in Flaschen gelagert wurde, fand während einiger Zeit bakterielle Aktivität statt. Dies kann die Nitratgehalte erhöht haben. Interessant ist die deutlich höhere Auswaschung von Nitrat nach der Schüttung und Belüftung des Bodens. Dies scheint nach ca. 2 Monaten wieder abzuklingen. Durch die Belüftung des Bodens wurde organische Substanz abgebaut. Der Nitratgehalt liegt um Einiges höher als die Maximalwerte des Valser Mineralwassers. Die Nitratwerte des Trinkwassers dürfen nicht über 40 mg/l liegen, ge-

⁹ Mündliche Mitteilung Dr. W. J. Ammann, 14. Dezember 2004.

¹⁰ Analyse des natürlichen Mineralwassers der Valser Mineralquellen AG, Liebefeld-Bern, http://www.valser.ch/_german/Analysis_Class_d.pdf, Zugriff am 21. April 2006

mäss Anhang 1 der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV). Die Qualitätsgrenze für Trinkwasser liegt bei 25 mg/l. Gemessen wurde ebenfalls mit Ionenchromatographie.

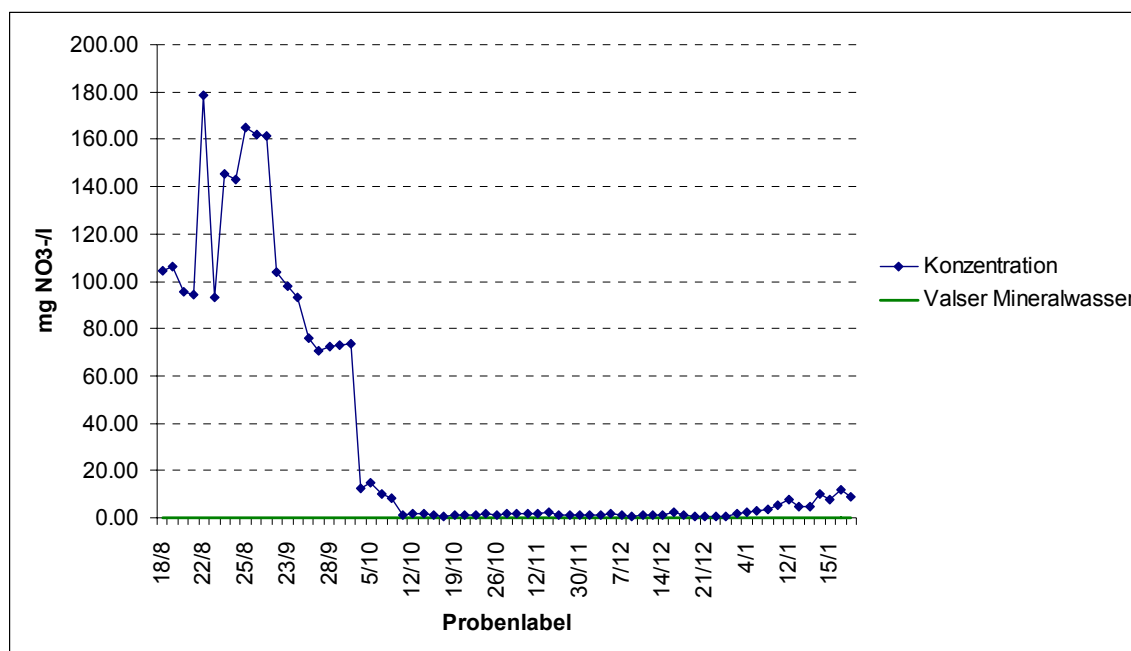


Abbildung 24: Nitratkonzentration des Sickerwassers [mg/l]. Als Vergleich dazu die Nitrat-Konzentration des berühmten Mineralwassers Valsler.¹¹ Auf der Abszisse (Probenlabel) sind die Daten der Probennahmen dargestellt.

Die Konzentration an Sulfat (Abbildung 25) liegt zwischen 20 und 60 mg/l. Eigenartigerweise, hat die Auswaschung von Sulfat nach einer hohen Phase am Anfang und einer Erholung in der Mitte der Beprobung gegen den Schluss wieder zugenommen.

¹¹ Analyse des natürlichen Mineralwassers der Valsler Mineralquellen AG, Liebefeld-Bern, http://www.valser.ch/_german/Analysis_Class_d.pdf, Zugriff am 21. April 2006

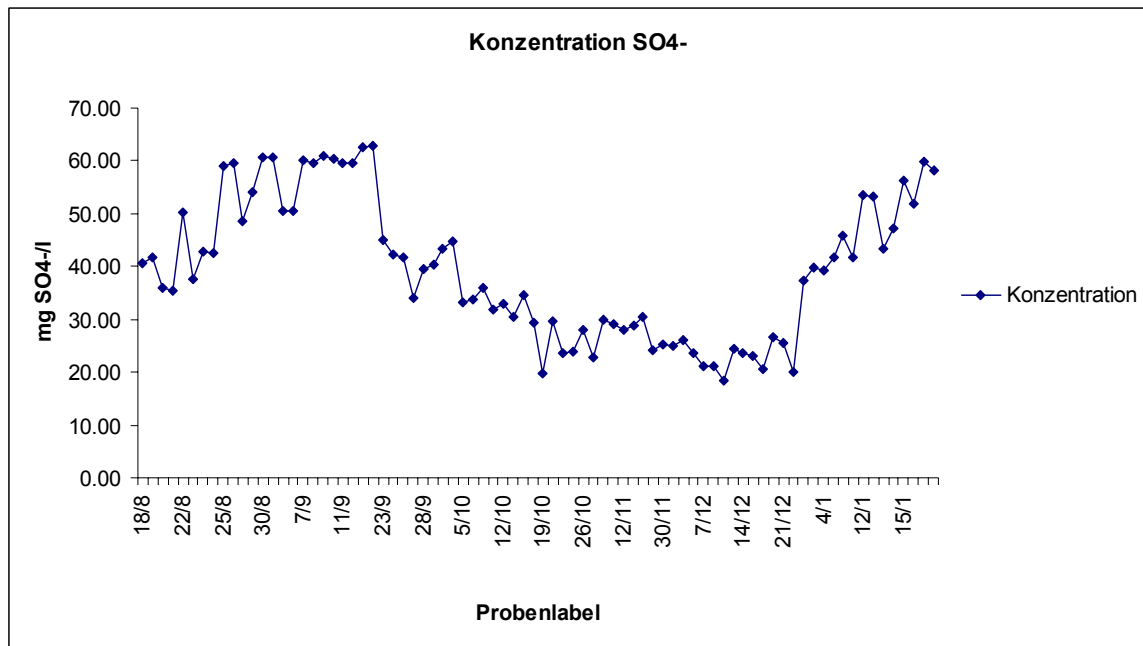


Abbildung 25: Sulfatkonzentration des Sickerwassers [mg/l]. Auf der Abszisse (Probenlabel) sind die Daten der Probennahmen dargestellt.

In Tabelle 9 sind die Korrelationen der Ionenkonzentrationen untereinander und mit dem Niederschlag dargestellt. Am ehesten korreliert die Auswaschung von Chlorid mit der Auswaschung von Nitrat. Die Korrelation mit dem Niederschlag ist allgemein gering.

Tabelle 9: *r* – Werte des Pearson - Korrelationskoeffizienten

	mg NO ₃ ⁻	mg SO ₄ ⁻	mg Cl ⁻
mg NO ₃ ⁻	1	0.6604	0.8271
mg SO ₄ ⁻	0.6604	1	0.5204
mg Cl ⁻	0.8271	0.5204	1
Niederschlag [mm]	0.4968	0.0237	0.4310

5.5 Homogenitätsanalyse

Um eine gültige Aussage über die Phänomene der Auswaschung in den beiden Lysimeterbecken machen zu können, wurden Homogenitätsanalysen durchgeführt. Dazu wurden beide Becken am 23. März 2006 beprobt. Dies erfolgte acht Monate nach deren Schüttung.

5.5.1 Physikalische Bodeneigenschaften

Als Sand gelten Partikel mit einem Durchmesser zwischen 2 und 0.050 mm, als Schluff 0.050–0.002 mm und als Ton Partikel mit einem Durchmesser < 0.002 mm. Die Messwerte sind in Tabelle 10 dargestellt.

Tabelle 10: Skelettanteil und Korngrößenverteilung des Bodens gemessen mit Pipettmethode. Die Lücken sind fehlende Messwerte.

Probennummer	Skelettanteil [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]
Lysimeter 1				
1/1	23.09	59.8	23.7	16.5
1/2	26.83	-	-	-
1/3	34.39	-	-	-
1/4	33.32	62.8	20.7	16.5
1/5	16.22	-	-	-
1/6	35.84	-	-	-
1/7	30.55	67.4	17.4	15.2
1/8	31.51	-	-	-
1/9	35.15	-	-	-
1/11	-	59.1	22.8	18.1
1/12	-	59.8	23.5	16.7
1/13	-	60.7	22.2	17.1
$\bar{\emptyset} \pm \sigma^1$	29.7±6.5	61.6±3.1	21.7±2.4	16.7±0.94
Lysimeter 2				
2/1	31.39	71.0	16.0	13.0
2/2	29.87	-	-	-
2/3	32.38	-	-	-
2/4	23.74	72.8	15.4	11.8
2/5	22.68	-	-	-
2/6	26.32	-	-	-
2/7	31.31	63.4	21.7	14.9
2/8	26.24	-	-	-
2/9	24.77	-	-	-
2/11	-	65.0	19.9	15.1
2/12	-	66.6	18.7	14.7
2/13	-	61.5	21.5	17.0
$\bar{\emptyset} \pm \sigma^1$	27.6±3.65	66.7±4.39	18.9±2.69	14.4±1.80

¹ $\bar{\emptyset} \pm \sigma$ = Durchschnitt ± Standardabweichung

Die Homogenität des Skelettanteils darf nicht mit den gleichen Masstäben interpretiert werden, wie andere Homogenitätsparameter. Es ist möglich, dass einzelne grössere Steinchen eine grosse Schwankung im Skelettanteil verursachen. Trotzdem ist die Homogenität in den 18 Proben sowohl in den einzelnen Becken, als auch über beide Becken verteilt ziemlich hoch. Der Einfluss des Skeletts auf das Regime des Sickerwassers variiert eher schwach.

Die Textur des Bodens wird als sandiger Lehm bezeichnet. Der Sandanteil ist mit Abstand der Grösste. Der Boden wird relativ rasch austrocknen, da die mit Gravitationswasser gefüllten Grobporen den grössten Anteil am Porenvolumen ausmachen. Dies deckt sich mit den subjektiven Beobachtungen des Austrocknungsverhaltens. Die einzelnen Proben weichen nur geringfügig voneinander ab.

5.5.2 Org. C und pH

Tabelle 11: Gehalt der Bodenproben an organischem Kohlenstoff und pH-Wert (gerundet)

Probenlabel	Anteil org. C {%	pH
Lysimeter 1		
1/1	1.96	7.5
1/2	2.09	7.5
1/2	2.21	
1/3	2.03	7.5
1/4	2.02	7.5
1/5	1.93	7.5
1/6	2.01	7.5
1/7	1.92	7.5
1/8	2.00	7.5
1/9	2.11	7.5
Ø ± σ	2.0 ± 0.09	7.5 ± 0.00
Lysimeter 2		
2/1	2.02	7.5
2/2	1.95	7.5
2/3	1.79	7.5
2/4	2.04	7.5
2/5	1.96	7.5
2/6	1.95	7.5
2/7	2.16	7.5
2/8	1.93	7.5
2/9	1.94	7.5
Ø ± σ	1.97±0.10	7.5±0.00

Die äusserst tiefe Standardabweichung (σ) zeigt den hohen Grad an Homogenität, den die Bodenproben aufweisen. Die Variation ist praktisch unbedeutend. Es herrschen, was den Säuregrad anbelangt, durchgehend gleichartige Bedingungen. Der Unterschied zur Messung, die Oetjen (2005) vorgenommen hat, ist sehr klein. Die Homogenität der neuen Proben ist etwas grösser. Die Werte sind ein wenig tiefer. Die Abweichung über alle Proben hinweg ist jedoch sehr klein. Bezüglich des Säurehaushalts hat sich demzufolge noch nichts geändert.

5.5.3 Elementkonzentrationen

Gemessen wurden die Gesamtgehalte mittels XRF-Analyse. Es sollen hier diejenigen Elemente dargestellt werden, die auch in den Sickerwasserproben gemessen wurden. Es handelt sich dabei um Cd, Pb, Fe, Ni und Zn. Cu wird als Zusatzinformation angegeben.

Tabelle 12: Schwermetallgehalt der Bodenproben

	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Fe [g/kg]	Ni [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Cu [mg/kg]
Lysimeter 1						
1/1	1.0	457.4	24.7	27.8	500.9	56.4
1/2	1.2	420.8	25.8	30.2	493.0	55.2
1/3	1.7	402.6	27.9	28.6	471.1	51.2
1/4	1.6	414.9	25.0	26.9	492.1	51.1
1/5	2.0	550.4	27.4	29.1	574.6	57.5
1/6	1.0	377.1	25.1	27.1	452.3	50.0
1/7	1.4	468.0	25.8	28.4	550.1	53.7
1/8	1.7	507.9	26.6	29.5	584.6	58.5
1/9	1.5	494.4	26.2	27.9	559.7	56.6
$\bar{\emptyset} \pm \sigma$	1.5±0.34	454.8±56.15	26.1±1.09	28.4±1.10	519.8±48.07	54.5±3.10
Lysimeter 2						
2/1	1.1	499.3	26.1	28.0	568.9	57.4
2/2	1.2	458.1	26.0	28.2	545.0	53.8
2/3	1.5	450.5	25.9	28.2	517.5	53.8
2/4	1.6	485.1	26.4	27.4	548.7	57.2
2/5	1.2	513.9	26.4	31.5	582.0	59.6
2/6	1.3	509.5	25.9	27.7	563.4	56.7
2/7	1.4	456.0	25.8	30.8	529.3	56.9
2/8	1.2	476.8	25.7	26.2	541.9	57.9
2/9	< 0.3	439.0	26.2	27.5	507.2	50.8
$\bar{\emptyset} \pm \sigma$	1.2±0.37	476.5±27.21	26.0±0.25	28.4±1.69	544.9±24.32	56.0±2.69

Tabelle 13: *r*-Werte des Pearson Produkt–Moment Korrelationskoeffizienten

	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Cu [mg/kg]
Cd [mg/kg]	1	0.3296	0.4551	0.1918	0.2871	0.2869
Pb [mg/kg]	0.3296	1	0.3427	0.2520	0.9473	0.8344
Fe [mg/kg]	0.4551	0.3427	1	0.3258	0.3032	0.1588
Ni [mg/kg]	0.1918	0.2520	0.3258	1	0.2940	0.4130
Zn [mg/kg]	0.2871	0.9473	0.3032	0.2940	1	0.8127
Cu [mg/kg]	0.2869	0.8344	0.1588	0.4130	0.8127	1

Die Verteilung des Cadmiums im Boden ist sehr gleichförmig. Dies zeigt sowohl die Tabelle 12 als auch die Standardabweichung. Die Konzentrationen von Cadmium, Zink und Kupfer liegen über den Richtwerten gemäss Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo)¹².

Die Bleibelastung ist stark und homogen verteilt. Dies zeigt die Standardabweichung über beide Becken hinweg. Die Konzentrationen liegen über dem Prüfwert, jedoch unter dem Sanierungswert gemäss VBBo. Es müssten daher Nutzungseinschränkungen vorgenommen werden. Der Richtwert für Zink liegt bei 150 mg/kg, welcher in unserem Strassenrandboden deutlich überschritten ist.

In einem signifikanten Ausmass korrelieren Blei und Zink, Blei und Kupfer sowie Zink und Kupfer. Möglicherweise ist dies eine Folge davon, dass Zink, Blei und Kupfer gemeinsam in chemischen Verbindungen vorhanden ist. Möglich wäre auch, dass es sich um die gleichen Schadstoffquellen handelt.

Tabelle 14: *Von Oetjen (2005) gemessene Konzentrationen von Blei und Zink*

	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Haufen* 1	710.9	690.4
Haufen 2	683.0	663.0
Haufen 3	212.7	319.3
Haufen 4	260.3	260.3
Mischung	466.5	466.5
Ø ± σ	466.7±231.05	479.9±194.96

*Haufen = Probe des Mittelstreifenmaterials

Die Proben, welche im Jahr 2005 von Luzia Oetjen entnommen wurden sind weniger homogen. Eine Änderung in der Grössenordnung scheint nicht erfolgt zu sein. Die Durchmischung vor dem Einfüllen der Lysimeter war sehr effizient.

¹²Systematische Sammlung des Bundesrechts, http://www.admin.ch/ch/d/sr/814_12/app1.html, Zugriff am 10. April 2006

5.6 Elektrische Leitfähigkeit des Bodens

Die elektrische Leitfähigkeit des Bodens ist ein Grad für den Salzgehalt des Bodens. Es sollte festgestellt werden, ob das Strassentausalz sich auch längerfristig in Böden halten kann, oder ob es eher schnell ausgewaschen wird. Die Resultate zeigen, dass keine erhöhten Salzgehalte feststellbar sind. Da das Bodenmaterial über längere Zeit zwischengelagert wurde, erfolgte die Auswaschung des Tausalzes schon vorher. Die Kationenladung und die total gelösten Feststoffe in Tabelle 15 wurden anhand der Vorgaben von Rhoades (1996) berechnet.

Tabelle 15: Leitfähigkeit, Kationen- resp. Anionenladung und total gelöste Feststoffe, Berechnung gemäss Rhoades (1996)

Probenlabel	T = 21.5 °C [μS/cm]	Kationenladung [mmol/l]	total gelöste Feststoffe [mg/kg]
Lysimeter 1			
1/1	99	0.0099	0.6336
1/2	102	0.0102	0.6528
1/3	128	0.0128	0.8192
1/4	100	0.0100	0.6400
1/5	102	0.0102	0.6528
1/6	119	0.0119	0.7616
1/7	112	0.0112	0.7168
1/8	99	0.0099	0.6336
1/9	107	0.0107	0.6848
Ø ± σ	107.6±10.21	0.0108±0.00102	0.69±0.07
Lysimeter 2			
2/1	99	0.0099	0.6336
2/2	105	0.0105	0.6720
2/3	96	0.0096	0.6144
2/4	105	0.0105	0.6720
2/5	96	0.0096	0.6144
2/6	107	0.0107	0.6848
2/7	118	0.0118	0.7552
2/8	118	0.0118	0.7552
2/9	95	0.0095	0.6080
Ø ± σ	104.3±8.92	0.0104±0.00089	0.67±0.06

5.7 Schwermetallgehalt in den Pflanzenproben

In Tabelle 16 sind die Schwermetallkonzentrationen in den Pflanzenproben dargestellt. In Tabelle 17 die Pearson – Korrelationskoeffizienten. Mit Ausnahme der Cadmiumkonzentrationen nehmen alle Schwermetallkonzentrationen mit der Zeit ab. Die Konzentrationen liegen in der Bandbreite von:

- ◆ Cadmium: 0.4 - 0.9 mg/kg
- ◆ Blei: 6 - 90 mg/kg
- ◆ Eisen: 115 - 4314 mg/kg
- ◆ Nickel: 1.5 - 12 mg/kg
- ◆ Zink: 60 - 215 mg/kg

Tabelle 16: Schwermetallgehalte der Pflanzen über drei Zeitabschnitte

	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Austrieb 8.6.	0.9	57.8	1861.0	7.8	215.3
Austrieb 8.6.	0.4	50.9	1811.0	7.3	95.4
Austrieb 8.6.	0.5	47.7	1423.0	9.5	106.5
Austrieb 8.6.	0.5	53.2	1988.0	7.1	151.8
Ø ± σ	0.6±0.22	52.4±4.25	1770.8±243.51	7.9±1.09	142.3±54.47
Wurzel 8.6.	0.4	70.0	2699.0	9.9	165.5
Wurzel 8.6.	0.7	90.9	3682.0	12.0	184.9
Ø ± σ	0.6±0.21	80.5±14.78	3190.5±695.09	11.0±1.48	175.2±13.72
Austrieb 27.6.	0.5	19.7	265.0	3.4	64.9
Austrieb 27.6.	0.5	23.0	538.8	4.5	106.1
Austrieb 27.6.	0.7	26.8	383.5	7.1	92.1
Austrieb 27.6.	0.5	20.5	386.2	3.6	74.6
Ø ± σ	0.6±0.10	22.5±3.19	393.4±112.22	4.7±1.70	84.4±18.32
Wurzel 27.6.	0.5	61.5	2813.0	6.0	123.4
Wurzel 27.6.	0.6	87.5	4314.0	8.3	152.1
Wurzel 27.6.	0.7	68.0	2885.0	6.5	123.6
Ø ± σ	0.6±0.10	72.3±13.53	3337.3±846.58	6.9±1.21	133.0±16.51
Austrieb 14.7.	0.9	15.1	128.7	2.3	91.4
Austrieb 14.7.	0.7	12.8	114.9	3.3	69.8
Austrieb 14.7.	0.7	5.8	188.7	1.5	85.1
Austrieb 14.7.	< 0.7	9.0	118.3	1.9	82.0
Ø ± σ	0.8±0.10	10.7±4.11	137.7±34.54	2.3±9.07	82.1±9.07
Wurzel 14.7.	0.5	21.0	754.4	2.1	60.0
Wurzel 14.7.	< 0.7	27.0	834.2	3.1	61.9
Wurzel 14.7.	0.6	28.8	937.2	2.8	79.9
Wurzel 14.7.	0.5	24.0	946.3	1.7	80.5
Ø ± σ	0.6±0.10	25.2±3.43	868.0±91.23	2.4±0.64	70.6±11.14

Tabelle 17: *r*-Werte des Pearson Produkt–Moment Korrelationskoeffizienten

	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Cd [mg/kg]	1	-0.1253	-0.1478	-0.1345	0.1794
Pb [mg/kg]	-0.1253	1	0.9766	0.8727	0.8035
Fe [mg/kg]	-0.1478	0.9766	1	0.7679	0.7395
Ni [mg/kg]	-0.1345	0.8727	0.7679	1	0.7824
Zn [mg/kg]	0.1794	0.8035	0.7395	0.7824	1

In Abbildung 26 ist der zeitliche Verlauf der Bleikonzentrationen dargestellt, in Abbildung 27 der zeitliche Verlauf der Nickelkonzentrationen. Beide nehmen im Verlaufe der Zeit ab und bei beiden sind die Konzentrationen in den Wurzeln höher als in den Austrieben. Die Grenzwerte für Blei in Lebensmitteln betragen zwischen 0.02 mg/kg für Milch und 0.5 mg/kg für Fleisch (Anhang 1, Fremd– und Inhaltsstoffverordnung FIV). Die Grenzwerte für Cadmium liegen zwischen 0.05 mg/kg für Obst, Gemüse und Muskelfleisch und 1 mg/kg für Nierenfleisch (Anhang 1, FIV).

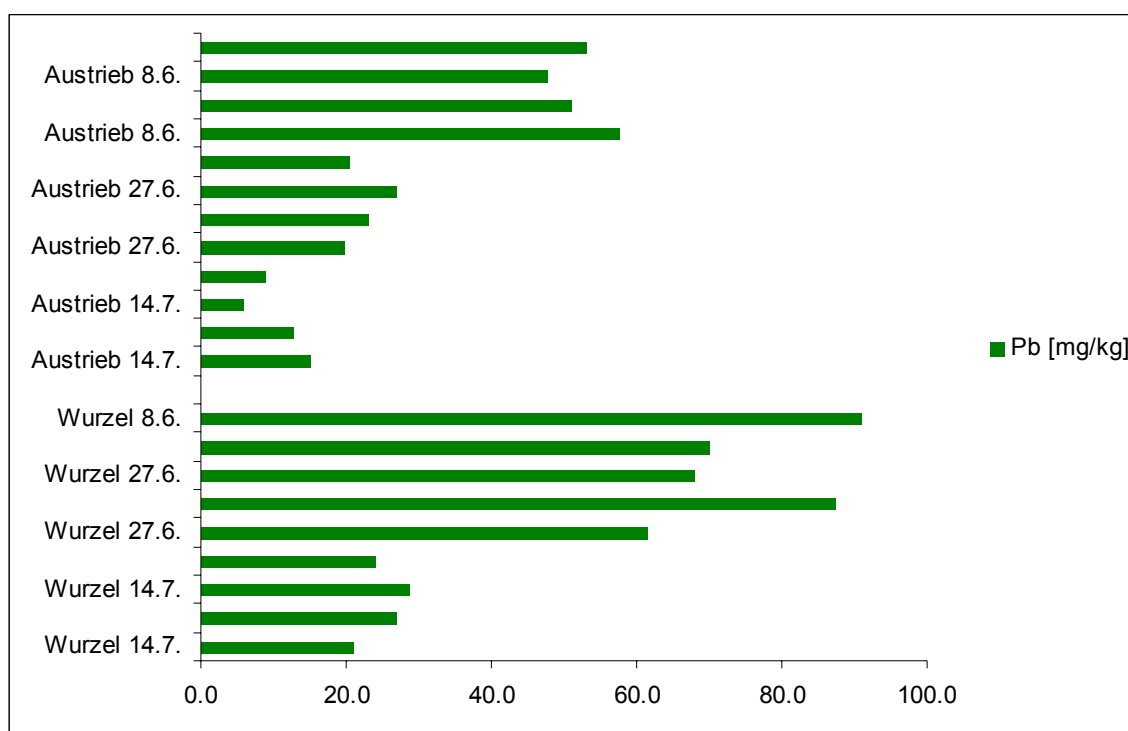


Abbildung 26: zeitlicher Verlauf der Bleikonzentrationen in den Pflanzen [mg/kg].

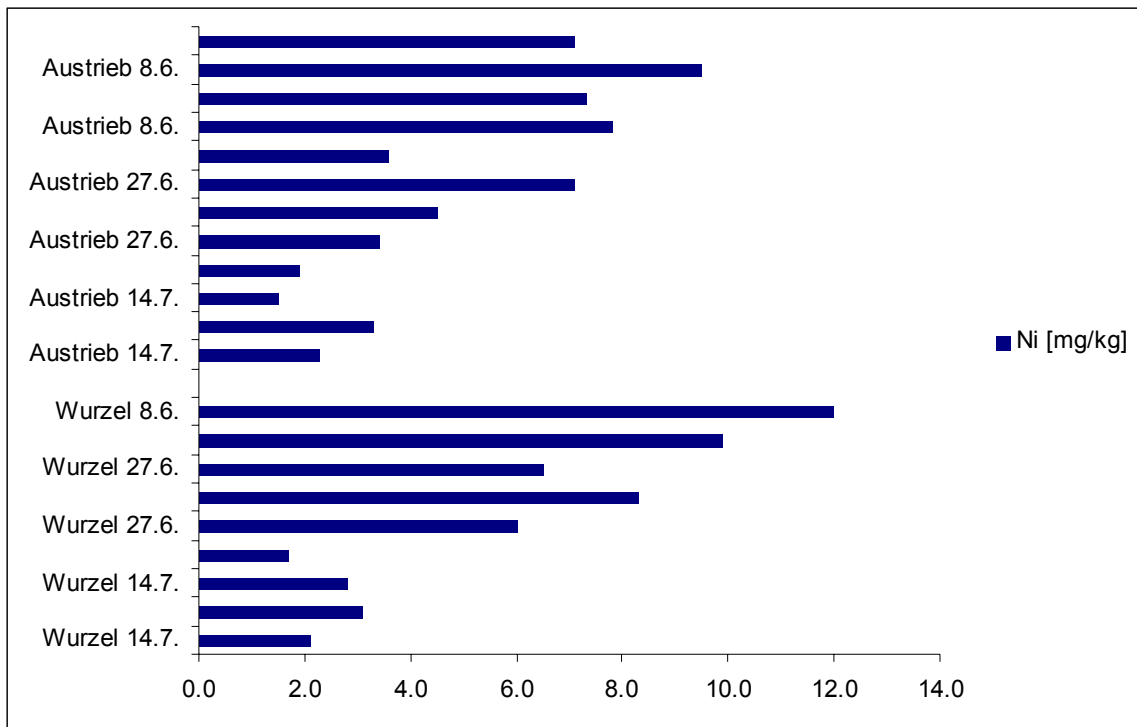


Abbildung 27: zeitlicher Verlauf der Nickelkonzentrationen in den Pflanzen [mg/kg].

6. Diskussion

6.1 Homogenität des Bodenmaterials

Der pH-Wert liegt im Durchschnitt aller 18 über beide Lysimeter entnommenen Proben bei 7.5. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff weist einen Durchschnitt von 2% auf. Die Messungen weisen eine hohe Übereinstimmung auf. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wie auch an organischer Substanz ist also sehr homogen.

Der Skelettanteil variiert im Becken 1 zwischen 16 und 35%, bei einem Durchschnitt von 30 %. Im Becken 2 schwankt er zwischen 24 und 32%, bei einem Durchschnitt von 28 %. Der Skelettanteil wurde beim Verfüllen der Lysimeter erheblich reduziert, denn das Bodenmaterial wurde manuell von grösseren Steinen, Holzstücken und Unrat befreit. Der Boden ist skelettreich und gut perkulierbar. Der grosse Skelettanteil dürfte das Entstehen von präferenziellen Fließswegen begünstigt haben.

Die Korngrößenverteilung zeigt hohe Sandgehalte von 59 bis 71%. Der Anteil des Schluffs ist zwischen 18 und 21%. Der Tongehalt ist mit 13 bis 18% niedrig. Dies bestätigt die Texturanalyse, wonach es sich um einen sandigen Lehm handelt. Der Anteil des Gravitationswassers ist sehr hoch und der Boden dürfte während Trockenperioden schnell austrocknen. Dieser Befund wird durch die persönliche Erfahrung bestätigt, denn bevor der Boden verfüllt werden konnte, musste er zuerst genügend austrocknen. Dies war nach drei Tagen Sonnenschein im August bereits der Fall. Der Boden war auch innerhalb des Haufens relativ gut abgetrocknet und einfach zu verarbeiten. Er ist wenig gefährdet für Verdichtung und weist die Eigenschaften eines guten Ackerbodens auf.

Durch die Messung der elektrischen Leitfähigkeit sollte auf den Salzgehalt des Bodens geschlossen werden können. Die Strassen werden im Winter mit Tausalz eisfrei gehalten. Ein grosser Teil dieses Salzes gelangt in die Strassenrandböden. Da aber Tausalze sehr gut löslich sind, haben sie eine hohe Mobilität und wurden schnell wieder aus den Böden ausgewaschen. Es sind praktisch keine Rückstände mehr feststellbar, da der gut durchlässige Boden bereits einige Zeit zwischengelagert wurde. Die Auswaschung von Chlorid im Sickerwasser ist sehr gering. Bei einem Strassenrandboden der baulich frisch entfernt wird ist eine grössere Salzauswaschung zu erwarten. Die Richtwerte gemäss VBBo werden bei Cadmium, Nickel und Zink überschritten. Der Prüfwert ist bei Blei überschritten. Die Belastung von Cadmium, Zink und Blei sind erhöht. Dies ist auf die Emissionen des Strassenverkehrs zurückzuführen.

Die Homogenität der Bodenproben ist bezüglich diverser Messgrößen äusserst hoch. Gemessen wurden Skelettanteil, pH-Wert, organisch C, Korngrößenverteilung und diverse Element-Konzentrationen. Alle Messungen weisen relative Standardabweichungen von tiefer als 20 % auf. Klammert man die Messungen von Skelettanteil und Cadmium aus, so liegen die Abweichungen der relativen Standardabweichungen sogar alle unterhalb 10%. Es wurde bei der Verfüllung der Lysimeter genau darauf geachtet, dass Fremdkörper wie Steine, Holz und Abfall aussortiert wurden. Ausserdem wurde der Boden einige Male umgelagert, sodass eine optimale Durchmischung gewährleistet war. Die Anstrengungen in dieser Hinsicht schlugen sich in dem hohen Grad an Homogenität nieder.

Die Beprobung im Jahr 2005 wies keine sehr grosse Homogenität auf. Die nachträgliche Durchmischung war folglich sehr wirksam.

6.2 Belastung von Boden, Sickerwasser und Pflanzen

6.2.1 Bodenmaterial

Die Textur des Bodenmaterials besteht aus sandigem Lehm. Da der Prüfwert für Blei ueberschritten wird, dürfte dieses Bodenmaterial nicht wiederverwendet werden, sondern müsste deponiert werden.

Da der Boden über das ganze Profil gleich stark verschmutzt ist, stellt er in einem gewissen Sinne einen Extremfall oder ein „worst case“-Szenario dar. Im Normalfall nimmt die Verschmutzung von oben nach unten ab und vielfach befindet sich unter dem kontaminierten Oberboden noch ein Unterboden mit einer grossen Fähigkeit Schadstoffe zurückzuhalten.

Der pH-Wert des Bodens ist mit durchschnittlich 7.5 hoch. Dies bedeutet, dass es sich um einen schwach alkalischen Boden handelt, der noch CaCO_3 -haltig ist. Die CaCO_3 -Gehalte liegen zwischen 13 und 17%. Der Kalkgehalt spielt also für den pH-Wert des Bodens eine Rolle. Solange der Boden Kalk enthält, sinkt der pH-Wert nicht unter 6.5. Erst wenn der Kalk aufgebraucht ist, treten weitere Puffersysteme in Aktion. Die Versauerung erfolgt nicht im gesamten Profil gleichzeitig, sondern kontinuierlich von oben nach unten. Gemäss den Ausführungen in Kapitel 1.3 ist eine Versauerung entscheidend für eine allfällige Auswaschung von Schwermetallen.

Ein ähnlicher Boden wurde von Hesske et al. (1998) beschrieben. Der mit denselben Schwermetallen kontaminierte Boden in Dornach hat einen Kalkgehalt von 12%. Der pH befindet sich in einem grossflächigen Gebiet zwischen 6.1 und 8.4. Die Belastungen sind jedoch mit maximal 50 mg/kg zehnmal tiefer. „Zusammenfassend kann man sagen, dass die Schwermetalle im kontaminierten Dornacher Boden zu einem sehr grossen Anteil in gebundener Form vorliegen und daher kaum akute Risiken bestehen. Durch die relativ hohen Totalgehalte sind aber langfristige („schleichende“) ökologische und humantoxikologische Risiken möglich (zb. für Kinder durch orale Bodenaufnahme) die genauer untersucht werden müssen. In dieser Situation ohne akuter Gefährdung kann die Anwendung von sanften Sanierungsmassnahmen, die langfristig wirksam sind und auf schonende Art dem Boden die Schwermetalle entziehen, sinnvoll sein. Erfolgreiche Verfahren würden so einen verantwortungsvollen und nachhaltigen Umgang mit dem Boden ermöglichen (Hesske et al., 1998).“

Wenn man die Resultate des Horwer Bodens mit diesen Aussagen vergleicht lässt sich darauf schliessen, dass die Schwermetalle ebenfalls zum grossen Anteil in gebundener Form vorliegen. Dies hat auch das Auswaschungsverhalten gezeigt. Pb und Zn wurden nämlich vorwiegend gebunden an Partikel $> 0.45 \mu\text{m}$ ausgewaschen.

In Hesske et al. (1998) werden auf Seite 18 bis 21 frühere Untersuchungen am Dornacher Boden zitiert. Folgende Eigenschaften sollen hier genannt werden:

- Je nach Nutzungsart ergeben sich im selben Abstand zum Emittenten erhebliche Unterschiede im Metallgehalt. Die Böden östlich der Metallwerke sind wesentlich stärker belastet als die westlichen Gebiete. Die in den Gemüseproben vorgefundenen Zink- und Kupfergehalte sind lebensmittel-toxikologisch unbedenklich. In 10 von 13 Sellerieproben wurde ein zu hoher Gehalt an Cadmium gemessen. In Rehlebern und Rehnieren konnte eine deutlich höhere Belastung mit den Schwermetallen Cadmium und Kupfer gemessen werden.

- Es zeigte sich eine deutliche Akkumulation der Schwermetallen in den obersten Bodenschichten. Im Bodenwasser konnte im zeitlichen Verlauf über ein Jahr keine Änderung der Schwermetallkonzentrationen erkannt werden.
- In einer Risikoanalyse wurden als kritische Belastungspfade gefunden: Bodenaufnahme durch Kinder, Weiden von Schafen, Nahrungsaufnahme (Gemüse, Fleisch) durch Selbstversorger.
- Bei Keimungsversuchen im Labor wurde gezeigt, dass einzig das Ersetzen des stark kontaminierten Bodens als Sanierungsmassnahme zu einem guten Keimen führte.

Die Konsequenzen für den Horwer Boden sind:

- Er sollte nicht zur Nahrungs- oder Futtermittelproduktion verwendet werden.
- Er sollte weder für Wildtiere noch für Kinder zugänglich sein.

6.2.2 Auswaschung von Schadstoffen

Nach Dowdy & Volk (1983) ist eine Verlagerung von Schwermetallen am ehesten auf sauren, leichten¹³ Böden mit niedrigen Gehalten an organischer Substanz zu erwarten (Filius, 1993). Für die Prozesse der SM-Verlagerung ist das SM-Sorptionsverhalten der Böden entscheidend. Prinzipiell liegen alle im Boden befindlichen Stoffe zu einem bestimmten Anteil in gelöster Form vor. Folglich können sie auch mit dem Sickerwasser transportiert werden. Ob Schwermetalle, bedingt durch ihre starke Bindung an die feste Bodenphase, allerdings innerhalb eines versuchstechnisch vorgegebenen Zeitraumes verlagert werden, hängt von den Versuchsbedingungen ab.

Trotz erhöhter SM-Mobilität fanden Williams et al. (1984) bei einer Ausbringung von insgesamt 1350 t Klärschlamm pro ha nach sechs Jahren für Cd, Zn und Pb nur eine relativ geringe Verlagerung von 5–10 cm. Auch in anderen Arbeiten wurde nach mehrjähriger Klärschlammapplikation eine ausschliessliche Anreicherung der Schwermetalle im Oberboden bis maximal 10 cm unterhalb der Einarbeitungstiefe ermittelt.

Andere Möglichkeiten, die Verlagerung der Schwermetalle im Feld zu bestimmen, sind Messungen auf Rieselfeldern oder auf Abwasserverregnungsflächen. Swartjes (1990) untersuchte die Cd-, Zn- und Pb-Verlagerung auf gekalkten, ungekalkten und versauerten Parzellen eines Rieselfeldes. Innerhalb des dreijährigen Messzeitraumes ergab sich nur für Zn und auch nur auf den künstlich versauerten Parzellen eine messbare Änderung der SM-Tiefenverteilung. Aboulroos et al. (1989) fanden nach einmaliger Klärschlammgabe und wiederholter Abwasserverregnung im Laufe von 60 Jahren eine starke Erhöhung der SM-Gehalte im Unterboden (30–60 cm). Eine ebenfalls deutliche SM-Verlagerung nach 30 Jahren Abwasserverregnung wurde von Streck (1993) gemessen und mit einem Verlagerungsmodell nachvollzogen. Zhao (2006) beobachtete bei Experimenten mit Säulenlysimetern, dass die Cu und Zn Konzentrationen im Unterboden innerhalb von 2 cm auf Hintergrundwerte abfielen. DOC beeinflusst insbesondere die Kupfermobilisierung in Böden.

¹³ Leichte Böden = Sandböden mit hohem Sandanteil und tiefem Ton- und Humus-Anteil
<http://www.umwelt.bremen.de/buisy/scripts/buisy.asp?doc=kennen+sie+ihrer+boden>, Zugriff am 29. August 2006

Die Verlagerung von Schwermetallen ist ein sehr langsamer Prozess der im Rahmen von begrenzten Untersuchungszeiträumen (einige Jahre) kaum zu wirklich messbaren Veränderungen im Boden führen kann. Auf Flächen, die über Jahrzehnte mit Schwermetallen kontaminiert wurden, ist die Wahrscheinlichkeit wesentlich grösser, SM-Bewegungen im Feld messbar nachzuweisen (Filius, 1993).

Da der Lysimeterboden kaum durchwurzelt war und die gröberen Bestandteile weitgehend aussortiert wurden, könnte das Phänomen des präferenziellen Flusses weniger ausgeprägt sein, als in einem gewachsenen Boden. Dagegen spricht jedoch, dass die beobachtete Auswaschung vermutlich DOC-gebunden war und die DOC-Auswaschung ein Zeichen für das Vornhandensein von präferenziellem Fluss ist. Präferenzieller Fluss ist vor allem dann ein Problem, wenn das Perkolat eine starke Ausgangsbelastung aufweist. Dies ist allerdings bei normalem Regenwasser nicht der Fall. Trotzdem wurde auf den beiden Lysimetern ein Kaliumbromid-Tracer ausgebracht, um die Durchflussprozesse besser zu verstehen.

In Kapitel 5.3 ist die Auswaschung von diversen Stoffen dargestellt. Kurz nach der Schüttung konnte im Abfluss der Lysimeter Blei und Nickel nachgewiesen werden. Diese wurden in der partikulären Fraktion gemessen. In der gelösten Fraktion konnte zu Beginn eine Auswaschung von Nickel nachgewiesen werden. Dies lässt vermuten, dass die ausgewaschenen Schwermetalle vorwiegend gebunden an Partikel und DOC mit $\varnothing > 0.45 \mu\text{m}$ ausgewaschen wurden. Die Bleifracht beträgt 43 mg und die Nickelfracht 18 mg bei einer totalen Sickerwassermenge von 5600 Litern.

Zum Vergleich dienen die Angaben von Blume (2004). Er schreibt über die Auswaschung von Metallen in partikulärer Form: „Bei Dispergierung kolloidaler Partikelgrössen können Metalle auch in Übergangsformen zwischen Bodenlösung und Feststoffphasen, weitgehend unabhängig von chemischen Prozessen, mit den Wasserflüssen über das Porensystem in grössere Bodentiefen verlagert werden (Blume, 2004).“ Dies wurde in den Experimenten der vorliegenden Arbeit ebenfalls beobachtet. Die Auswaschung von Schwermetallen wurde in der partikulären Fraktion nachgewiesen. In den Proben vom 18. August 2005 wurden 11 $\mu\text{g/l}$ Blei und 8 $\mu\text{g/l}$ Nickel gemessen. In den weiteren Proben waren die Gehalte unterhalb der Nachweisbarkeitsgrenze.

Bezüglich der Toxizität von Schwermetallen in aquatischen Systemen macht Fent (2003) folgende Aussage: „Für die ökotoxikologische Wirkung sind hauptsächlich die freien Metall-Aquo-Komplex-Ionen ausschlaggebend. Bei gleicher totaler Metall-Konzentration in einem Umweltsystem kann daher die biologische Wirkung je nach Konzentration freier Ionen verschieden sein. Toxizitätsangaben sind damit aussagekräftiger, wenn sie sich auf die Konzentration an freien Metall-Ionen beziehen (Fent, 2003).“ Der Gehalt an freien Metall-Ionen wird durch die Messung des gefilterten Probenwassers am ehesten ausgedrückt. Denn die Metalle im ungefilterten Probenwasser sind vermutlich vorwiegend an Partikel und DOC mit $\varnothing > 0.45 \mu\text{m}$ gebunden. Die Gehalte an gelösten Metallen (also $< 0.45 \mu\text{m}$) sind in den Abbildungen 16, 17 19 und 20 dargestellt. Interpretiert wird die Aussage von Fent so, dass vor allem der gelöste Metallgehalt toxikologisch wirksam ist. Folglich ist die Verschmutzung des Sickerwassers durch ausgewaschene Schwermetalle unbedenklich.

Um die Gefährdung durch Schadstoffauswaschung zu bewerten lohnt sich ein Blick auf die Grenzwerte der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung FIV:

Für den Fremdstoffgehalt in Nahrungsmitteln gilt in der Schweiz die Verordnung des Eidgenössischen Departements des Innern über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln vom 26. Juni 1995. Als Grundsatz gilt, dass Fremd- und Inhaltsstoffe in oder auf Lebensmitteln nur in gesundheitlich unbedenklichen und technisch unvermeidbaren Mengen vorhanden sein dürfen (Art. 1, FIV).

Der Grenzwert für den Bleigehalt im Trinkwasser liegt bei 0.01 mg/l ab Wasserhahn nach 5 Minuten laufen lassen (Art. 2, Abs. 6, FIV). Er ist im Abfluss der Lysimeter leicht überschritten. Dabei handelt es sich aber keineswegs um Trinkwasser und der Effekt ist auch nicht andauernd, sondern schwächt sich rasch ab. Der Strassenrandboden der ehemaligen A2 ist vorwiegend mit Blei belastet. In Tabelle 3 ist die relative Bindungsstärke von Blei in Böden mit pH 7.5 als sehr stark aufgeführt. Aufgrund der dargelegten Erkenntnisse sollte demzufolge auch langfristig keine Bleiverlagerung zu beobachten sein.

Für den Nickelgehalt im Trinkwasser gibt es keinen Grenzwert, aber es gibt einen Toleranzwert für den Nickelgehalt in Bier. Dieser liegt bei immerhin 100 µg/l (Art. 2, Abs. 6, FIV). Dieser Wert ist im Abfluss der Lysimeter bei Weitem unterschritten. Auch der Nickelgehalt fällt nach nur einer Woche unter die Nachweisbarkeitsgrenze von 5 µg/l.

Für den Nitratgehalt im Trinkwasser gibt es einen Toleranzwert von 40 mg/l (Art. 2, Abs. 6, FIV). Der Qualitätsgrenzwert für Trinkwasser liegt sogar bei 25 mg/l. Dieser Wert wird im Lysimeterabfluss während sechs Wochen mit maximal 178 mg/l überschritten. Die Nitratauswaschung ist auf die Mineralisation der organischen Substanz zurückzuführen. Vermutlich findet eine Auswaschung in diesem Ausmass auch nach der Bearbeitung eines Ackers statt, denn die Ursache ist eine Belüftung des Bodens als Folge der Umlagerung.

Für den Chloridgehalt gibt es keine Grenzwerte. Die ausgewaschenen Mengen liegen in der Grössenordnung des Gehaltes von Valser Mineralwasser. Die grossen Mengen an in den Strassenrandboden eingetragenen Tausalzen sind schon vorher durch das Regenwasser ausgewaschen worden.

In Wein wird ein Sulfatgehalt von bis zu 2000 mg/l toleriert (Art. 2, Abs. 6, FIV). Die maximale Auswaschung von 60 mg/l ist nicht gesundheitsgefährdend. Eine Auswaschung von 20–30 mg/l ist üblich. Diese Grössenordnung wird nicht überschritten.

Gemäss den Ausführungen in 6.3 ist nicht zu befürchten, dass durch eine schnelle Absenkung des pH-Wertes die Schadstoffauswaschung zunimmt. Es ist zu Beginn des Experiments eine leichte Schadstoffauswaschung zu beobachten. Diese nimmt rasch ab und es ergab sich eine totale Schwermetallfracht von 61 mg.

6.2.3 Pflanzenmaterial

Einige Schwermetalle sind essentielle Nährstoffe für Pflanzen (zb. Zn, Cu). Andere haben keine essentielle Funktion, werden aber wegen ihren Ähnlichkeiten zu den Nährstoffen von Pflanzen trotzdem aufgenommen (zb. Cd). Die Schwermetallaufnahme korreliert meist positiv zur Konzentration in den Böden. Cadmium und Zink gehören zu den Spurenelementen die am stärksten von Pflanzen aufgenommen werden, während die Aufnahme von Kupfer meist tiefer ist (Kayser, 2000). *Phacelia ta-*

tanacetifolia ist kein Hyperakkumulator von Metallen¹⁴. Wenn eine Pflanze ungefähr den hundertfachen natürlichen Gehalt eines Schwermetalls aufweist, gilt sie als Hyperakkumulator. Die Schwellenwerte betragen für Cadmium 100 mg/kg, für Nickel 1000 mg/kg und für Zink 10'000 mg/kg (Kayser, 2000).

Die in Kapitel 5.7 aufgeführten Konzentrationen der Pflanzenproben von *Phacelia tanacetifolia* zeigen erhöhte Schwermetallgehalte. In Untersuchungen auf Versuchsfeldern in Dornach wurden bei 5 bis 20 mal tieferen Bleibelastungen Pflanzenbelastungen von 0.038 mg/kg bis 0.217 mg/kg gemessen. Die verwendete Pflanze war Löwenzahn (*taraxacum officinale*). Für diese eindeutig tiefere Belastung kann es verschiedene Erklärungen geben. Der Boden ist im Fall Horw stärker belastet als im Fall Dornach. Es wurde jedoch auch nicht die gleiche Analysemethode verwendet. Im Fall Horw XRF, im Fall Dornach HNO₃-Auszug. Die Abweichung innerhalb der Analysemethoden beträgt etwa 10 bis 20 %. Zudem wurde nicht die gleiche Pflanze verwendet und es ist möglich, dass im Fall Dornach der Löwenzahn mit Ultraschall von Bodenpartikeln befreit wurde. Dies geschah in dieser Untersuchung willentlich nicht. Kayser (2000) mass in ebenfalls auf dem kalkhaltigen Dornacher Boden kultiviertem Indischem Senf (*brassica juncea*) einen Cadmiumgehalt von 1.2 ± 0.2 mg/kg.

Die Gehalte nahmen im Zeitverlauf ab und waren in den Wurzelteilen grösser als in den Ausschüssen. Die Wurzeln sind wegen ihrer Zartheit schwieriger zu reinigen als die Ausschüsse. Bei im Zeitverlauf grösser werdenden Pflanzen verteilt sich die selbe Menge Bodenstaub auf eine grössere Oberfläche und Masse. Die Folge ist dass die gemessenen Konzentrationen abnehmen. Die hohen Metallgehalte der Proben könnten auf Verunreinigungen durch Bodenmaterial zurückzuführen sein. Mündliche Aussagen von Werner Attinger und Prof. Dr. M.W.I. Schmidt stützen diese Vermutung. Kayser (2000) schreibt allerdings, dass die normale Konzentration von Zink in Pflanzen von 15–150 mg/kg beträgt. Ebenfalls schreibt er, dass Cadmium einen der grössten Transferkoeffizienten vom Boden in die Pflanze aufweist. Dies wurde auch in dieser Untersuchung beobachtet (Kapitel 6.2.4) und widerspricht der Hypothese, dass die gemessenen Schwermetallkonzentrationen in Pflanzen auf Verunreinigungen zurückzuführen sind.

Wenn Pflanzen mit hoher Konzentration (siehe Tabelle 16) von Schwermetallen an Nutztiere verfüttert werden, könnte das zu einer Belastung von Nahrungsmitteln mit Blei und Cadmium führen. Wenn derart belastete Standorte zur Nahrungsmittelproduktion genutzt werden, können unerwünschte Stoffe in die Nahrungsmittelkette gelangen. Das wichtigste ist, dass der untersuchte Boden nicht mehr für die Futtermittelproduktion oder als Weidefläche verwendet wird. Bisher wurde nur die Pflanze *Phacelia tanacetifolia* angebaut. In späteren Untersuchungen, die mit Hilfe der Horwer Lysimeter durchgeführt werden werden, sollten auch andere Pflanzen angebaut werden. Dies könnten normale Wiesenpflanzen sein, die gewöhnlich als Bodenbedeckung dienen. Dies hätte den Vorteil eines grösstmöglichen Realitätsbezuges. Es könnten aber auch Pflanzen verwendet werden, die Schwermetalle besonders gut akkumulieren können. Dafür wären Indischer Senf (*brassica juncea*), Steinkraut (*alysium murale*), Acker-Hellerkraut (*thlaspi caerulescens*), Sonnenblume (*helianthus annuus*) oder Hybrid-Pappel (*populus deltoides x Populus nigra*) geeignet¹⁵.

¹⁴ Angabe per E-Mail von Dr. B. H. Robinson, 7. November 2006.

¹⁵ <http://www.hoogen.de/Phyto.htm>, Zugriff am 31. Oktober 2006

Mit den bisher bekannten metallakkumulierenden Pflanzen würde es Jahrzehnte dauern, um einen mittelmässig belasteten Boden zu sanieren. Kayser (2000) schreibt über Sanierungszeiträume: „Die auf der Basis der im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen Daten abgeschätzten Sanierungszeiträume lassen den Schluss zu, dass die Methode der Phytoextraktion zum gegebenen Zeitpunkt keine einsatzfähige Option für die Dekontamination (...) innerhalb eines angemessenen Zeitraumes darstellt. Die Methode besitzt jedoch weiterhin Potential für Verbesserungen. Vor allem im Hinblick auf die Metallaufnahme durch die eingesetzten Pflanzen sind dabei Steigerungen notwendig (Kayser, 2000).“

Mit Hilfe der Gentechnik ist es möglich die Akkumulationsfähigkeit der Pflanzen zu erhöhen. Für die Freisetzung von gentechnisch veränderten Organismen gibt es aber, besonders in der Schweiz, grosse gesetzliche Hürden. Eine weitere Möglichkeit sind biotechnologische Zuchtverfahren. Im Labor der Berner AGB (Arbeitsgemeinschaft für Bioindikation) wurden Pflanzen gezüchtet, die in Nährlösung bis zu sechsmal mehr Kupfer aufnehmen als Kontrollpflanzen. Sie nehmen auch doppelt so viel Cadmium und die Hälfte mehr Zink auf. Hesske et al. (1998) weisen auf Tabak-Neuzüchtungen hin, für die bereits im Jahr 1998 Gefäss- und Kleinparzellenversuche im Gange waren. Es besteht die Möglichkeit diese Züchtungen auf den bestehenden Lysimeterflächen zu pflanzen und deren Einfluss auf die Aktivierung der Schadstoffauswaschung zu untersuchen. Auch Mobilisierungsversuche wären dabei gefahrlos möglich.

Es bleibt jedoch die Frage, was mit den geernteten Pflanzenresten geschehen soll. Werden sie verbrannt, so ist die Asche fachgerecht zu entsorgen. Empfehlenswert ist eine Entsorgung in einer KVA (Kehrichtverbrennungsanlage). Diese Vermutung wird von Hesske et al. (1998) bestätigt: „Haben die Pflanzen das Metall einmal aufgenommen, müssen sie so entsorgt werden, dass die Umwelt nicht weiter gefährdet wird. Unter der Leitung von Rainer Schulin wurde dazu am Institut für terrestrische Ökologie der ETH Zürich eine Studie durchgeführt. Diese hat gezeigt, dass das Erntegut dieser Pflanzen in jeder modernen KVA umweltgerecht entsorgt werden kann. Andere Möglichkeiten könnten etwa noch die Fasergewinnung, die Biogasproduktion oder eine vollständige Rückgewinnung der Schwermetalle durch Mikroorganismen sein (Hesske et al., 1998).“

6.2.4 Transferkoeffizienten

Folgende Angaben wurden zur Berechnung verwendet:

Totale Schwermetallfracht =

$$\sum \text{Element} = \varnothing \text{ Konzentration mg/kg} \cdot 35 \text{ m}^2 \cdot 0.4 \text{ m} \cdot 1200 \text{ kg/m}^3$$

Die Oberfläche der Lysimeter beträgt 35 m², die Bodentiefe beträgt 40 cm und die Bodendichte beträgt 1.2 g/cm³. Die produzierte Biomasse beträgt 14 kg. Dieselben Werte wurden auch bei der Modellierung der Bodenversauerung in Kapitel 6.3 verwendet. Dies ergibt die folgenden Gesamtfrachten:

Cd ≈ 22 g
 Pb ≈ 7800 g
 Fe ≈ 440kg
 Ni ≈ 475 g
 Zn ≈ 9000 g

Die Transferkoeffizienten wurden mittels Prozentrechnung ermittelt und sind in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18: *Transfer der Schwermetalle vom Boden in Sickerwasser und Pflanzen*

	Cd	Pb	Fe	Ni	Zn
∑ Boden [g]	22.307	7822.920	437547	476.933	8943.480
∑ Pflanzen [g]	0.060	3.905	0.138	0.539	10.713
K _{Wasser} [‰]		0.00617		0.05570	
K _{Pflanzen} [‰]	2.6799	0.4992	0.3150	1.1301	1.1978

Zum Vergleich sind in Tabelle 19 typische Transferkoeffizienten (Boden → Pflanzen) nach Kayser (2000) dargestellt. Die in dieser Arbeit berechneten Werte liegen durchaus im Bereich der Werte von Kayser (2000).

Tabelle 19: *Transferkoeffizienten nach Kayser (2000)*

	Cd	Pb	Ni	Zn
K _{Pflanzen} [‰]	1 – 10	0.01 – 0.1	0.1 – 1.0	1 – 10

6.3 Modellierung der Bodenversauerung

Da die Schwermetallmobilität erst ab einem pH-Wert < 6.5 zunimmt, ist es nötig abzuschätzen wie lange der Säurehaushalt des Bodens noch im leicht alkalischen Bereich ist. Dazu wurde ein Modell von Furrer (1991) zur Bodenversauerung verwendet. Gerechnet wurde es mit dem Tabellenkalkulationsprogramm Excel. Die Berechnungen beziehen sich auf den gesamten Boden, der eine Dichte von ca. 40 cm aufweist. Das Modell arbeitet mit neun verschiedenen Prozessen, die für den Säure-Basen-Haushalt des Bodens relevant sind. Dies sind:

- a) atmosphärische Deposition
- b) Interzeption
- c) Gasdeposition
- d) Nitrifizierung
- e) Produktion von Biomasse
- f) Respiration im Boden
- g) Ausgasung von CO_2
- h) Auflösung von CaCO_3
- i) Versickerung der Bodenlösung

Spezifische Angaben für die Prozesse

- a) In der atmosphärischen Deposition sind durchschnittlich $31 \mu\text{M H}^+$ (freie Säure) und $38 \mu\text{M NH}_4^+$ gelöst. Bei einem Niederschlag von 11.71 dm/yr ergibt sich somit eine Belastung von $363 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ und $445 \text{ mol NH}_4^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$.
- b) Durch Interzeption werden zwischen 0 (best case) und $500 \text{ mol NH}_4^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (worst case) eingetragen (z.B. in Form von Sulfatsalzen).
- c) Die Gasdeposition ist sehr schwierig zu messen. Die Belastung durch den Eintrag von gasförmigem SO_2 , HNO_3 und NH_3 kann nur grob abgeschätzt werden. Furrer (1991) nimmt an, dass dadurch im Endeffekt $200 \text{ bis } 1000 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ und $100 \text{ bis } 500 \text{ mol NH}_4^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ eingetragen werden.
- d) Die Nitrifizierung ($\text{NH}_4^+ + 2 \text{ O}_2 = \text{NO}_3^- + 2 \text{ H}^+ + \text{H}_2\text{O}$) verläuft vollständig und eine allfällige Denitrifizierung wird vernachlässigt.
- e) Die Produktion von Biomasse (Facelia) kann stark variieren. Sie liegt¹⁶ zwischen 2950 und $4150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Vereinfacht ausgedrückt sind dies rund 2950 bis $4150 \text{ kg CH}_2\text{O ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Unter Berücksichtigung des Molgewichts von CH_2O ergeben sich 98 bis $138 \text{ kmol C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Entsprechend der vereinfachten Stöchiometrie für das Wachstum der Biomasse:
$$800 \text{ CO}_2 + 8 \text{ Kationen im Überschuss} = \text{Biomasse} + 800 \text{ O}_2 + 8 \text{ H}^+$$
werden dabei 980 bis $1380 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ im Boden freigesetzt.
- f) Bei der Respiration im Boden (hauptsächlich Wurzelatmung) wird ein grosser Teil des assimilierten Kohlenstoffs in Form von CO_2 wieder freigesetzt. Bezo-

¹⁶McGill University, Quebec,
<http://www.eap.mcgill.ca/agrobio/ab350-03.htm#Production%20de%20biomasse>, Zugriff am 7. Juni 2006

gen auf den Pflanzenwuchs kann mit einem 40%-igen CO₂-Flux gerechnet werden: 20 bis 40 kmol CO₂ ha⁻¹ yr⁻¹.

- g) Die Ausgasung von CO₂ erfolgt näherungsweise nach dem ersten Fick'schen Gesetz. Darin enthalten ist die Differenz zwischen den Partialdrücken im Boden und in der Atmosphäre, die Diffusionslänge sowie der Diffusionskoeffizient, welcher entscheidend von der Feuchtigkeit des Bodens abhängt. Im Fließgleichgewicht zwischen Respiration und Ausgasung ergibt sich im Boden häufig ein CO₂-Partialdruck, der das 10- bis 100-fache dessen in der Atmosphäre (10^{-3.5}atm) betragen kann. Für diese Berechnungen wird ein 10- bzw. 30-facher Partialdruck der Atmosphäre angenommen. Daraus resultiert in der Bodenlösung eine [H₂CO₃]-Gleichgewichtskonzentration von 10^{-4.0} bzw. 10^{-3.5}M.

- h) Die Löslichkeit von CaCO₃ (s) wird mit dem Gleichgewicht

$$[\text{Ca}] [\text{CO}_3] = 10^{-8.1} \quad (1)$$

beschrieben. Um in dieser Gleichung [CO₃] durch die dominierende Spezies [HCO₃] zu ersetzen, braucht es eine kurze Herleitung mit den beiden pK-Werten der Kohlensäure:

$$[\text{CO}_3] = 10^{-10.3} [\text{HCO}_3] [\text{H}]^{-1} \quad (2)$$

$$[\text{H}] = 10^{-6.3} [\text{H}_2\text{CO}_3] [\text{HCO}_3]^{-1} \quad (3)$$

Durch Einsetzen von Gleichung (3) in (2) wird:

$$[\text{CO}_3] = 10^{-4.0} [\text{HCO}_3]_2 [\text{H}_2\text{CO}_3]^{-1} \quad (4)$$

Damit ergibt sich eine neue Gleichung für die Löslichkeit von CaCO₃ als Funktion der Gleichgewichts-Konzentration von H₂CO₃ bzw. des CO₂-Partialdrucks:

$$[\text{Ca}] [\text{HCO}_3]^2 = 10^{-4.1} [\text{H}_2\text{CO}_3] = 10^{-5.6} P_{\text{CO}_2} \quad (5)$$

Die Löslichkeit von CaCO₃ ist so gross, dass in der Ionenbilanz die Spezies H, OH sowie CO₃ vernachlässigt werden können. Die Ionenbilanz ist somit durch die Gleichung

$$2 [\text{Ca}] = [\text{HCO}_3] \quad (6)$$

erfüllt. Durch Einsetzen dieser Beziehung in der Gleichung für die Löslichkeit von CaCO₃ (Gleichung 5) ergibt sich

$$4 [\text{Ca}]^3 = 10^{-4.1} [\text{H}_2\text{CO}_3] \quad (7)$$

oder

$$3 \log[\text{Ca}] = \log[\text{H}_2\text{CO}_3] - 4.1 - \log(4) \quad (8)$$

Das durch den CO₂-Partialdruck und das Löslichkeitsgleichgewicht von Kalk definierte lösliche Ca wird mit [Ca]' bezeichnet:

$$\log[\text{Ca}]' = (\log[\text{H}_2\text{CO}_3] - 4.7) / 3 \quad (9)$$

Bei einer Verzehnfachung des CO₂-Partialdrucks resultiert somit eine Verdoppelung von [Ca]'. Diese Berechnung ist nur vollständig für den Fall, dass die wässrige Lösung ausser H₂CO₃ keine Säure, d.h. keine Acidität, enthält. Acidität ist definiert durch die Gleichung:

$$[\text{Aci}] = [\text{H}] - [\text{HCO}_3] - 2 [\text{CO}_3] - [\text{OH}] \quad (10)$$

Dementsprechend ist H₂CO₃ keine Quelle für Acidität, wohl aber z.B. HNO₃ oder H₂SO₄. Unter Einwirkung von Acidität wird eine zusätzliche Menge von Ca in Lösung gebracht. Im Falle von [Ca] ≈ [HCO₃] wird bei Zugabe von Säu-

re auch Bicarbonat titriert. Bei einem Konzentrationsverhältnis von $2[\text{Ca}] = [\text{HCO}_3]$ braucht es pro aufgelöstes Ca drei Protonen:



Abweichungen vom Faktor = 3 werden erst bei $[\text{Aci}] > 10^{-3.5} \text{ M}$ relevant. Das durch die Acidität in Lösung gebrachte Ca bezeichnen wir mit $[\text{Ca}]'$:

$$[\text{Ca}]' = [\text{Aci}] / 3 \quad (12)$$

Die beiden Konzentrationen $[\text{Ca}]'$ und $[\text{Ca}]''$ sind additiv:

$$[\text{Ca}]_{\text{tot}} = [\text{Ca}]' + [\text{Ca}]'' \quad (13)$$

- i) Die Versickerung der Bodenlösung resultiert aus dem Niederschlag und der Evapotranspiration, welche typischerweise 1/3 bis 2/3 des Gesamtniederschlags beträgt. Über einen Zeitraum von 5 Monaten versickerte durch die Lysimeter 52% des Niederschlags. Das jährliche Mittel des Niederschlags ist 1171 mm^{17} . Dies ergibt eine Fliessgeschwindigkeit v von 6.1 dm yr^{-1} . (Furrer, 1991).

Modellrechnung für vier Fälle

Da der Aciditätsflux und der CO_2 -Partialdruck die sensitivsten Parameter sind, wurden die vier Szenarien folgendermassen gewählt:

Fall 1A: kleiner ($2633 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yr}$) Aciditätsflux, kleiner (10 x) CO_2 -Partialdruck

Fall 1B: grosser ($5633 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yr}$) Aciditätsflux, kleiner (10 x) CO_2 -Partialdruck

Fall 2A: kleiner ($2633 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yr}$) Aciditätsflux, grosser (30 x) CO_2 -Partialdruck

Fall 2B: grosser ($5633 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yr}$) Aciditätsflux, grosser (30 x) CO_2 -Partialdruck

Dabei ergaben sich die in Tabelle 20 dargestellten Pufferzeiten. Der Boden wird noch mindestens 718 Jahre im leicht alkalischen Bereich bleiben.

Die KAK beträgt aufgrund 2 % organisch C und 16 % Tonfraktion $960'000 \text{ val/ha}$. Bei gleichbleibendem Aciditätsflux ergibt das die in Tabelle 19 dargestellten zusätzlichen Pufferzeiten.

Tabelle 20: Berechnete Pufferzeiten nach dem Modell von Furrer (1991)

	Pufferzeit durch Karbonat [Jahre]	Zusätzliche Pufferzeit durch KAK [Jahre]
Fall 1A	841	365
Fall 1B	753	170
Fall 2A	593	365
Fall 2B	548	170

¹⁷Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie, Meteo Schweiz, <http://www.meteoschweiz.ch/web/de/klima/klimadiagramme/luz.html>, Zugriff am 8. Juni 2006

Titrationsexperiment

Durch Titration mit HCl wurde eine Versauerung des Bodens bis auf $\text{pH} \approx 4$ erreicht. Die dafür nötige Menge Salzsäure für 10 Gramm Boden war 15 ml 1.0 molare HCl. Dies entspricht einer Menge von 0.015 mol HCl. Für den Fall 1A wurde ein Säureeintrag von $2.9 \text{ kmol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ berechnet. Der im Experiment simulierte Säureeintrag entspricht also in etwa dem natürlichen Säureeintrag von 3000 Jahren.

Diese Ausführungen zeigen, dass Böden mit leicht alkalischem pH-Wert, die nicht karbonatfrei sind noch sehr lange in der Lage sind, Säuren abzupuffern. Die Modellrechnungen für den Strassenrandboden aus Horw zeigen, dass der pH-Wert noch über 500 Jahre im schwach alkalischen Bereich bleiben sollte.

6.4 Der Lysimeterboden innerhalb der Wertebarrieren der VBBo

Die Werte der Cadmiumkonzentration betragen im Durchschnitt über die 18 Probelöcher 1.39 mg/kg bei einer Standardabweichung von 0.28. Dies entspricht einer Überschreitung des Richtwertes liegt aber noch unter dem Prüfwert. Wegen der Cadmiumbelastung ist also die Bodenfruchtbarkeit langfristig nicht mehr gewährleistet.

Die Werte der Bleikonzentrationen betragen im Durchschnitt 466 mg/kg bei einer Standardabweichung von 44.22. Dies entspricht einer Überschreitung des Prüfwertes. Es könnte also eine konkrete Gefährdung von Menschen, Tieren und Pflanzen vorhanden sein. Obwohl noch kein Sanierungszwang besteht, ist eine Nutzungseinschränkung allenfalls notwendig.

Die Zinkwerte liegen im Durchschnitt bei 532 mg/kg bei einer Standardabweichung von 39.14. Diese Werte überschreiten den Richtwert um das Vierfache, liegen jedoch nach wie vor unterhalb der Sanierungswerte.

Kupfer ist mit einer Konzentration von durchschnittlich 55.24 mg/kg vorhanden und dies sehr homogen verteilt, mit einer Standardabweichung von 2.93. Dies entspricht einer leichten Überschreitung des Richtwertes.

Es wurde besonders bei den Bleikonzentrationen eine übermässige Belastung gemessen. Zu erwähnen ist allerdings, dass sich die VBBo Werte auf den HNO_3 -Auszug beziehen. Mit dem HNO_3 -Auszug wird generell weniger erfasst als mit einer Analyse des Gesamtgehaltes (zb. XRF). Die Element-Konzentrationen des Strassenrandbodens wurden mit Hilfe eines XRF-Analysegeräts erstellt. Die gemessenen Konzentrationen dürften dadurch etwas höher sein. Mit den gesetzlichen Grundlagen des Bodenschutzes ist also weder eine Sanierung noch ein Nutzungsverbot durchzusetzen. Allenfalls ist eine Gefährdungsabschätzung und daraus folgend eine Nutzungseinschränkung notwendig. Wobei aber anzumerken ist, dass die Nutzung der Strassenrandböden wegen ihrer Lage eingeschränkt und nicht für Futterpflanzenanbau oder Weidewirtschaft geeignet ist.

Da der Boden wegen der Überschreitung des Prüfwertes für Blei als stark belastet eingestuft werden muss, wäre im Falle eines Aushubs die umweltgerechte Ablagerung Pflicht. Der Lysimeterboden weist keine länger andauernde Auswaschung von Schad-

stoffen auf. Aus Sicht der Umweltbelastung ist gegen eine Weiterverwendung nichts einzuwenden. Es sollten aber ein paar Bedingungen erfüllt sein:

- Der Boden darf nicht mit weniger belastetem Material vermischt werden.
- Der Boden sollte in der Umgebung der Entnahmestelle wieder verwendet werden.
- Für eine Strassenrandböschung ist der Boden geeignet, jedoch nicht für die Nahrungsmittelproduktion oder Nutzungen mit möglicher direkter Bodenaufnahme.
- Die Fläche sollte weder für Wildtiere noch für Kinder zugänglich sein.

6.5 Ein Strassenrandboden aus Burgdorf

Bei Cd, Cu, Pb und Zn werden die Richtwerte gemäss VBBo und Wegleitung in Abständen von 1.5–3 m von der Strasse und bis zu Bodentiefen von 30 cm erreicht oder überschritten (Boller, 2006b). Dieser Bereich gilt demnach als schwach belasteter Aushub (Buwal, 2001b). Interessanterweise wird bei Cu der Richtwert auch in der Referenzprobe in 20 m Abstand von der Strasse überschritten, was auf den Einsatz von Cu-haltigen Produkten (Biozide) in der Landwirtschaft zurückgeführt werden kann. Der Richtwert für Nickel wird nirgends erreicht. Die Prüfwerte gemäss Wegleitung Bodenaushub werden von Blei bis zu einem Abstand von knapp über 1 m und bis zu einer Tiefe von knapp über 20 cm überschritten, diejenigen von Zink bis zu einer Distanz von knapp 1.5 m und bis zu einer Bodentiefe von 20 cm. Während sich die Prüfwertüberschreitung von Blei infolge geringerer Bleigehalte im Benzin künftig nicht wesentlich verschärfen wird, muss bei Zink von einer Zunahme der Gehalte im Boden ausgegangen werden (Boller, 2006b). Demzufolge ist die Grenzwertüberschreitung ähnlich zum Boden aus dem Mittelstreifen der A2 in Horw. Der Prüfwert von Blei wird auch beim Lysimeterboden überschritten. Der Nickel-Richtwert wird bei beiden Böden nicht überschritten. Cadmium und Kupfer weisen eine Überschreitung des Richtwertes auf. Die Belastungen scheinen durchaus vergleichbar und vielleicht sogar charakteristisch für Strassenrandböden zu sein.

6.6 Transportprozesse

Die Mobilität oder Bindung von Schadstoffen im Boden kann durch den Stofftransport und Austauschprozesse beschrieben werden. Stofftransport kann in gelöster Form, in der Gasphase, in partikulärer Form, durch Bioturbation oder Kryoturbation stattfinden. In dieser Arbeit wurden nur die gelöste und die partikuläre Form des Transports angeschaut. Die Austauschprozesse in der Bodenlösung können stattfinden durch:

- Diffusion zwischen Grob- und Feinporen
- reversibel durch Lösungsgleichgewichte
- irreversibel durch Verwitterung, Biota, abiotischen Abbau

Sowohl der reversible als auch der irreversible Austausch bestimmen die Aufenthaltsdauer von Schwermetallen im Boden (Oetjen, 2005).

Bei der Betrachtung des Transportes gelöster Stoffe in Wasser in der gesättigten, aber auch der ungesättigten Zone, spielen die Wasserlöslichkeit und die Verteilung des Stoffes eine Rolle. Dabei ist die Wasserlöslichkeit der wichtigste Parameter zur Kennzeichnung der Transportfähigkeit. Stoffe, die mit dem Bodenwasser transportiert werden, legen eine pro Zeitabschnitt geringere Strecke zurück als das Bodenwasser. Diese Verlangsamung einiger Inhaltsstoffe gegenüber dem Bodenwasser wird Retardation genannt und mit dem Retardationsfaktor bestimmt. Ein entscheidender Prozess für die Retardation ist die Adsorption von Stoffen an festen Oberflächen der umströmten Bodenpartikel. Durch diesen Anlagerungsprozess ergibt sich eine Verteilung der Stoffe an die flüssige und feste Phase. Sie wird durch den Verteilungskoeffizienten bestimmt, der das Verhältnis der Konzentration zwischen der an den Feststoff sorbierten Stoffmasse und der im Wasser gelösten Stoffmasse beschreibt (Oetjen, 2005). Aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit von Schwermetallen ist deren Transportfähigkeit gering. Ausserdem ist die Retardation der gelösten Schwermetalle durch die Adsorption an festen Oberflächen gross. Die Auswaschung von Schwermetallen erfolgt vor allem zusammen mit ausgewaschenen Bodenpartikeln. Messbare Gehalte waren denn auch nur in der partikulären Form vorhanden.

6.7 Vergleich mit den Resultaten von Oetjen (2005)

Oetjen (2005) arbeitete in ihren Versuchen mit exakt demselben Bodenmaterial. Sie verwendete Säulenlysimeter, die aus einem Standrohr bestanden, das am unteren Ende mit einem Drainagerohr durchstossen wurde. Die Rohre waren ca. 1 m hoch und hatten einen Innendurchmesser von ca. 15 cm. Die Oberfläche war also rund tausend Mal kleiner als diejenige der Lysimeterbecken (17.5 m^2). Das Drainagerohr war mit Quarzsand umgeben. Die Drainageschicht der Lysimeterbecken besteht aus demselben Quarzsand. Das durch das Drainagerohr ausgeflossene Wasser wurde in einem Behälter aufgefangen. Die Bewässerung erfolgte anhand einer peristaltischen Pumpe.

Diese pumpte Regenwasser auf das Bodenmaterial. Das künstliche Regenwasser hatte eine definierte Zusammensetzung, die dem natürlichen Regenwasser nachempfunden war.

Die Versuchsanordnung der Säulenlysimeter unterschied sich von derjenigen der Becken vor allem in der Grössenordnung. Die Lysimeterbecken stellen allein durch ihre Grösse ein der Realität näheres System dar. Die Bewässerungsintensität war in den Säulenlysimetern viel grösser. Es wurde konstant mit 4.76 mm/h bewässert. Während 568 Stunden wurden 43.5 Liter eingetragen. Dies entspricht 2700 mm Niederschlag pro m², was wiederum der durchschnittlichen Luzerner Niederschlagsmenge von 2.5 Jahren entspricht. Wenn innerhalb von 48 Stunden mehr als 70 mm Niederschlag fallen, so spricht man von einem Starkniederschlag¹⁸. Die Beregnungsintensität der Säulenlysimeter ist also viel stärker als in der Natur. Die Lysimeterbecken wurden mit *Phacelia tanacetifolia* bepflanzt, während die Säulenlysimeter mit einem 2 cm dicken Kunststoffflies abgedeckt wurden. Die Pflanzen hatten einen Einfluss auf die Evapotranspiration, der bei den Säulenlysimetern nicht gegeben war. Die Säulenlysimeter speicherten 7 % des Wassers, während in den Beckenlysimetern 48 % des gefallenen Niederschlags durch Evapotranspiration verloren ging oder gespeichert wurde. Nach Ende der Beregnung der Säulenlysimeter stellte sich eine Evaporation von 29.76 ml/d ein.

Die beiden Systeme unterscheiden sich in der Flächenausdehnung, im Wasserhaushalt und in der Oberflächenbeschaffenheit. Da das Bodenmaterial identischer Herkunft und Beschaffenheit ist (siehe 5.5), müssten die Unterschiede in der Schadstoffauswaschung eine Folge davon sein.

Die pH-Messung erfolgte mit der gleichen Methode. Von Oetjen (2005) wurde ein durchschnittlicher pH-Wert von 7.2 gemessen. Der Gehalt an organischem C wurde von nicht ermittelt.

Der Schwermetallaustrag in gelöster Form war in den Säulenlysimeterversuchen zwischen 1 und 7 µg/l. Der Schwermetallaustrag in partikulärer Form lag in den Säulenversuchen zwischen 0.2 und 4 µg/l. In den Beckenversuchen war die partikuläre Auswaschung von Blei nachweisbar mit 11 µg/l am ersten Probenahmedatum. Danach sank die Konzentration auf ein konstant tieferes Niveau.

Oetjen (2005) hat in den verwendeten Filterpapieren sehr hohe Schwermetallgehalte gemessen. Für Blei beispielsweise 0.11 mg/kg. Die Schwermetallgehalte im künstlichen Regen sind ebenfalls sehr hoch. Mit 0.40, 1.31, 1.64 und 9.07 mg/l Blei wurden Gehalte gemessen die allesamt den Grenzwert für Trinkwasser von 0.01 mg/l (Art. 2, Abs. 6, FIV) bei Weitem überschreiten. Und zwar um das 40 bis 907 fache. Die Messungen von sogenannten Blanklösungen (50 ml Nanopure-Wasser + 60 µl Salpetersäure) haben in den im Jahr 2006 durchgeführten Experimenten Konzentrationen < 0.72 µg/l bei beträchtlichen Standardabweichungen ergeben. Woher der hohe Wert von 9.07 mg/kg Pb im entionisierten Wasser kommt ist fraglich.

Oetjen (2005) hat auch die für Filteraufschlüsse verwendete Salpetersäure auf Schwermetalle überprüft und dabei überraschenderweise einen Gehalt von 0.41 µg Pb/l gefunden. Diese Messung ist aber bei einer Nachweisbarkeitsgrenze von 10 µg/l wohl eher Hintergrundrauschen.

Den Untersuchungen von Oetjen (2005) und der vorliegenden Arbeit ist gemeinsam, dass der höchste Austrag an Schwermetallen jeweils direkt nach der Schüttung erfolgt und dann kontinuierlich abnimmt. Die gemessenen Austräge liegen in der gleichen

¹⁸Uferschutzverband Thuner- und Brienersee, http://www.u-t-b.ch/media/pdf/03_klimawandel.pdf, Zugriff am 9. Juni 2006

Grössenordnung, wobei Oetjen (2005) aber scheinbar viel tiefere Konzentrationen zuverlässig gemessen hat. Möglicherweise wurde von Oetjen (2005) nicht der gleiche Variationskoeffizient dargestellt wie er in den Resultaten in Kapitel 5 verwendet wurde.

6.8 Die relative Bindungsstärke des Strassenrandbodens nach Walthert (1999)

In Tabelle 21 wurden die Erkenntnisse von Walthert (1999) auf die Situation im Strassenrandboden von Horw bezogen. Die Zuteilung erfolgte unter der Voraussetzung eines pH-Wertes von 7.5, org. C von < 2% und einem Tongehalt zwischen 15 und 25%, was den effektiv gemessenen Gehalten im Strassenrandboden entspricht.

Tabelle 21: Die relative Bindungsstärke von Schwermetallen im Strassenrandboden nach Walthert et al. (1999)

Element	Relative Bindungsstärke des Strassenrandbodens
Zn	5
Pb	4
Ni	5
Cd	5
Cu	3
Cr	5

Relative Bindungsstärke: 1 ≈ sehr gering
 2 ≈ gering
 3 ≈ mittel
 4 ≈ stark
 5 ≈ sehr stark

Gemäss den Vorhersagen von Walthert (1999) ist die Bindungsstärke aller in der VBBo aufgeführten Schwermetalle mittel bis sehr stark. Dies ist vor allem durch den pH-Wert bedingt. Die Bindungsstärke würde bei einem pH-Wert < 4 stark abnehmen.

Als Vergleich sollen hier die Angaben von Blume (2004) zur beginnenden Mobilisierung von Metallen in Abhängigkeit des pH dienen. Sie sind in Tabelle 22 dargestellt.

Tabelle 22: *pH-Werte für die beginnende Mobilisierung verschiedener Metalle in Böden (Blume, 2004)*

Element	pH-Wert
Zn	6–5.5
Pb	4
Ni	5.5
Cd	6.5
Cu	4.5–4
Cr	4.5–4

Blume (2004) und Walthert (1999) widersprechen sich nicht direkt. Nach Walthert (1999) ist die relative Bindungsstärke des Bodens mittel bis sehr stark. Blume (2004) erwartet eine Mobilisierung erst ab tieferen pH-Werten als den 7.5 des Strassenrandbodens. Allerdings ist die Vergleichbarkeit eingeschränkt, da nicht dieselben Skalen verwendet werden. Deshalb wird darauf verzichtet auf weitere Unterschiede der beiden Bewertungen einzugehen.

Hesske et al. (1998) schreiben folgendes zur Metalllöslichkeit in Abhängigkeit des pH: Zink und Cadmium können bereits schon ab pH 7 in Lösung gehen (und vermehrt mit sinkendem pH-Wert). Blei wird erst bei tieferen pH-Werten (5–4) mobil (Hesske et al., 1998).

7. Schlussfolgerungen

Von allen im Sickerwasser gemessenen Inhaltsstoffen nahm nur NO_3^- über längere Zeit eine erhöhte Konzentration an. Über den ganzen Beobachtungszeitraum ging vom Abfluss der Lysimeter keine akute Umweltgefährdung aus. Dies bedeutet, dass der Strassenrandboden aus Horw auch nach einer Umlagerung nicht zur Quelle für Schwermetalle wurde. Die deutlich erhöhten Gehalte des Bodens an Zink, Blei und Cadmium, bleiben nach einer Weile im Boden stabil.

Der Abbau von organischer Materie, der durch die Umlagerung gefördert wird, produziert Liganden und Kolloide. Dies fördert den Transport von Schwermetallen im Boden. Die Schwermetalle können, gebunden an Liganden und Kolloide, bei starken Regenereignissen ausgeschwemmt werden. Nach den starken Regenfällen vom 18. bis 22. August 2005 wurden aus den Lysimetern Maximalkonzentrationen von $\sim 11 \mu\text{g}$ Blei pro Liter und $\sim 7.5 \mu\text{g}$ Nickel pro Liter ausgewaschen. Dies entsprach einer Fracht von $\sim 36 \text{ mg}$ Blei und $\sim 13.5 \text{ mg}$ Nickel bei einer Sickerwassermenge von 4500 Litern.

Dieses Resultat ist aus Sicht des Gewässerschutzes positiv zu bewerten. Ist es aber auch auf andere Böden übertragbar? Nach den Ausführungen in Kapitel 1.3 ist vor allem der pH-Wert ausschlaggebend für die Schwermetallbindung in Böden. Ist kein Antimon [Sb] im Boden vorhanden, so ist erst ab einem pH-Wert von kleiner als 6.5 Vorsicht geboten. Denn die Schwermetallbindung von Zn und Cd beginnt abzunehmen. Es sollten Massnahmen zur Stabilisierung des pH-Wertes ergriffen werden. Als einfaches Mittel zur pH-Wert-Hebung bietet sich die Kalkung an.

Bei hohem pH-Wert ist eine Wiederverwendung von belasteten Strassenrandböden unter den in Kapitel 6.4 aufgeführten Bedingungen mit vertretbarem Risiko möglich. Ist der pH-Wert tief, so empfiehlt sich zur Sicherheit eine Stabilisierung des pH-Wertes durch Kalkung.

Die Einträge von Blei wurden dank dem bleifreien Benzin reduziert. Die Schwermetallemissionen im Strassenbereich (siehe Abbildung 1) sind jedoch nach wie vor erheblich. Die Einträge durch den Strassenabrieb werden nur langsam sinken. Zwar wird anstelle von Teer heute reines Bitumen eingesetzt, was Verbesserungen besonders auch im Bereich der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) mit sich bringt. Da aber der alte Strassenbelag meist rezykliert wird, gehen die Einträge durch den Strassenabrieb nur langsam zurück. In der Behandlung des Strassenabwassers sind in Zukunft Verbesserungen zu erwarten (siehe Kapitel 1.8 und Boller (2006a)). Sollte die Entwässerung aber vermehrt über das Bankett erfolgen, so wird dies zu einer zusätzlichen Belastung der Strassenrandböden führen.

8. Literatur

- **Aboulroos, S.A., Holah, Sh.Sh., Badaway, S.H.** (1989): Influence of prolonged use of sewage sludge effluent in irrigation on heavy metal accumulation in soils and plants: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 152, pp. 51–55
- **Blume, H.-P.** (2004): *Handbuch des Bodenschutzes*, Landsberg am Lech: ecomed Verlagsgesellschaft
- **Boller, M.** (2005): Versickerung und Behandlung von Strassenabwasser, www.ito.ethz.ch/bonet/bonetWS05_06/, Zugriff am 12. November 2005
- **Boller, M. et al.** (2006a): Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Absorbermaterial, http://www.regenanalyse.ch/fs/fs_vb.htm, Zugriff am 13. April 2006
- **Boller, M. et al.** (2006b): Bankette bestehender Strassen, Untersuchung der Versickerung von Strassenabwasser über Strassenrandstreifen an einer bestehenden Strasse, http://www.regenanalyse.ch/fs/fs_vb.htm, Zugriff am 13. April 2006
- **Buwal** (2001a): Erläuterungen zur Verordnung vom 1. Juli 1998 über Belastungen des Bodens (VBBo), Bern: Eidgenössische Materialzentrale
- **Buwal** (2001b): Verwertung von ausgehobenem Boden (Wegleitung Bodenaushub), Bern: Eidgenössische Materialzentrale
- **Camobreco, V., Richards, B., Steenhuis, T., Peverly, J., McBride, M.** (1996): Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns: *Soil Science* 161, pp. 740–750
- **Colenco, Holinger AG** (2000): Schadstoffe in Böden aus dem Strassenrandbereich (Strassenabrand) Kantone Basel–Landschaft und Aargau, http://www.bl.ch/docs/bud/boden/fachperson/synthesebericht_ag-bl.pdf, Zugriff am 26. Oktober 2005
- **Deiss, J., Byers, C., Clover, D., D'Amore, D., Love, A., Menzies, M., Todd, W.** (2004): Transport of lead and diesel fuel through a peat soil near Juneau, AK: *Journal of Contaminant Hydrology* 74, pp. 1–18
- **Dowdy, R.H., Volk, V.V.** (1983): Movement of heavy metals in soils, in: Nelson, D.N., Elrick, D.E. und Tanji, K.K. (eds.), *Chemical mobility and reactivity in soil systems: SSSA Special Publication 11*, pp. 229–240
- **Egli, M., Kägi, B., Heim, A., Zanelli, R.** (2006): *Anleitung zur anorganischen Analytik von Boden und Wasser*, Zürich: Geographisches Institut der Universität Zürich
- **Fent, K.** (2003): *Ökotoxikologie*, Stuttgart: Georg Thieme Verlag
- **Filius, A.** (1993): *Schwermetall–Sorptions- und Verlagerung in Böden*, Braunschweig: Technische Universität Braunschweig
- **Furrer, G.** (1991): Theorie der Bodenversauerung: Das Zusammenspiel verschiedener Ursachen: *BGS–Bulletin* 15, pp. 5–18
- **Gimmi, T.** (2004): Verlagerung gelöster Stoffe durch den Boden ins Grundwasser, *Schriftenreihe Umwelt* 349, Bern: Eidgenössische Materialzentrale
- **Haws, N., Das, B., Suresh, P.** (2004): Dual–domain solute transfer and transport processes: evaluation in batch and transport experiments: *Journal of Contaminant Hydrology* 75: pp. 257–280

- **Herms, U., Brümmer, G.** (1984): Einflussgrößen der Schwermetalllöslichkeit und –bindung in Böden: Zeitschrift für Pflanzenernaehrung und Bodenkunde 151, pp. 47-54
- **Hepperle, E.** (2003): Sanfte Bodensanierung – Ansätze zur Weiterentwicklung des Bodenschutzrechts, Dietikon: Juris Druck und Verlag
- **Hesske, S., Schärli, M., Tietje, O., Scholz, R.W.** (1998): Zum Umgang mit Schwermetallen im Boden: Falldossier Dornach, Lengerich: Pabst Science Publishers
- **Hornburg, V.** (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden, Bonn: Universität Bonn
- **Kayser, A.** (2000): Evaluation and Enhancement of Phytoextraction of Heavy Metals from Contaminated Soils, <http://ecollection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss &nr=13563>, Zugriff am 21. November 2006
- **Kim, S., Corapioglu, M.** (2004): Contaminant transport in dual-porosity media with dissolved organic matter and bacteria present as mobile colloids: Journal of Contaminant Hydrology 59, pp. 267–289
- **Kuster, E.** (2005): Problemanalyse der Schiessplätze im Kanton Luzern und Inbetriebnahme der Lysimeteranlage in Horw, Kt. Luzern, Zürich: Institut für Umweltwissenschaften der Universität Zürich
- **MeteoSchweiz** (2005): Die Witterung im Jahr 2005, Zürich: Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie
- **MeteoSchweiz** (2006): Messdaten der Station 41 (Luzern), Zürich: Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie
- **Nowack, B.** (2006): Systempraktikum 2006, Methoden, Zürich: Institut für terrestrische Ökologie der ETH Zürich
- **Oetjen, L.** (2005): Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in frisch geschütteten Böden, Zürich: Institut für terrestrische Ökologie der ETH Zürich
- **Rausch, H. Marti, A., Griffel, A.** (2004): Umweltrecht, Zürich: Schulthess Juristische Medien
- **Rhoades, J.D.** (1996): Salinity, electrical conductivity and total dissolved solids: Methods of Soil Analysis, part 3, pp. 423
- **Roulier, S., Garrido, F., Joulain, C., Joubert, A., Lucas, L., Jauzein, M., Vanbroekhoven, K., Seuntjens, P., Diels, L.** (2005): Data mining on partition coefficient (K_d) values dealing with sorption/desorption processes of the considered inorganic contaminants. Integrated project Aqua Terra (project no. 505428), <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/>, Zugriff am 05. September 2006
- **Scheffer, F., Schachtschabel, P.** (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag GmbH
- **Streck, T.** (1993): Schwermetallverlagerung in einem Sandboden im Feldmassstab – Messung und Modellierung –, Braunschweig: Technische Universität Braunschweig
- **Swartjes, F.** (1990): Numerische Simulation der eindimensionalen Schwermetallverlagerung im homogenen gesättigten/ungesättigten Boden, – Fallstudie „Rieselfelder Karolinenhöhe, Berlin Gatow“ –, Berlin: Universität Berlin
- **Walthert et al.** (1999): Langfristige Waldökosystem–Forschung LWF in der Schweiz, Kernprojekt Bodenmatrix, Birmensdorf: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft

- **Wettstein, B., Fruth, D.** (2003): Untersuchung der Schwermetallverlagerung in einem künstlich durch Kupfer und Zink kontaminierten Boden, Zürich: Institut für terrestrische Ökologie
- **Williams, D.E., Vlamis, J., Pukite, A.H. und Corey J.E.** (1984): Metal movement in sludge-treated soils after six years of sludge addition: 1. Cadmium, copper, lead and zinc, Soil Science 137, pp, 351–359
- **Zhao, L.** (2006): In-situ investigation of the mobilization of Cu and Zn in soil columns, Zürich: Institut für terrestrische Ökologie der ETH Zürich

Anhang

1. Einstellungen des Graphitrohratomabsorbers

Die Einstellungen des Graphitrohratomabsorbers sollen hier dargestellt werden, da deren Entwicklung viel Zeit in Anspruch nahm und unter Umständen wieder darauf zurückgegriffen werden kann. Die Einstellungen waren folgendermassen:

Methoden	Ni
Methode: Ni (Zeeman)	Ni -
Element-Matrix:	
Gerätetyp:	Zeeman
Konz.-Einheit:	ppb
Geräte-Messmodus:	Extinktion
Probenzuführung:	Auto/Normal
Kalibrierung:	Bezugskurve
Messverfahren:	Peakhöhe
Wiederholungen Std.:	2
Wiederholungen Probe:	2
Dehnungsfaktor:	1.0
Mindest-Messwert:	Nicht aktiv
Glättung:	7-Punkt
Dezimalst. Konz.:	4
Wellenlänge:	232.0 nm
Spaltbreite:	0.2 nm
Gain:	76 %
Lampenstrom:	10.0 mA
Lampenposition:	1
Untergrundkorrektur:	UG Aus
STANDARD 1:	5.0000 ppb
STANDARD 2:	10.0000 ppb
STANDARD 3:	20.0000 ppb
Reslope-Rate:	0
Untere Grenze Reslope:	75.0 %
Oberer Grenzwert Reslope:	125.0 %
Rekalibrierungsrate:	20
Kalibrieralgorithmus:	Neu-Rational
Untere Grenze Kal.:	20.0 %
Obere Grenze Kal.:	150.0 %
Arbeitskopfhöhe:	0.0 mm
Gesamtvolumen:	25 µL
Probenvolumen:	20 µL
Reduktions-Faktor Vol.:	2
Konz. Stammlsg.:	20.0000 ppb

Gefäßnr. Stammlsg.:	51					
Gefäßnr. Blindwert:	52					
Anzahl Injektionen:	1					
Trocknen bis Stufe:	1					
Modifier 1 Modus:	Co-Inject					
Vol. Modifier 1:	5 µL					
Trocknen bis Stufe:	0					
Injektionsrate:	1					
Pos. Modifier 1:	53					
Anzahl Injektionen:	1					
<i>Aufheizzyklen:</i>						
Stufe	Temp. [C]	Zeit [s]	Fluß [L/min]	Gastyp	Messen	Signal speichern

1	85	5.0	0.3	Normal	Nein	Nein
2	95	40.0	0.3	Normal	Nein	Nein
3	120	10.0	0.3	Normal	Nein	Nein
4	800	5.0	0.3	Normal	Nein	Nein
5	800	1.0	0.3	Normal	Nein	Nein
6	800	2.0	0.3	Normal	Nein	Ja
7	2400	0.8	0.3	Normal	Ja	Ja
8	2400	2.0	0.3	Normal	Ja	Ja
9	2400	2.0	0.3	Normal	Nein	Ja

Zugegeben wurde ein vom Gerätehersteller empfohlener Modifier von 5 ml Palladium (1000 mg/l), 5 ml Magnesium (1000 mg/l) und 2 ml HNO₃ (65 %).

2. Die Wertebarrerien der VBBo

Die drei Wertebarrerien sind entsprechend der Bodenfruchtbarkeit bzw. Nutzungsgefährdung angesetzt. Im Detail sind die Wertebarrerien in den Tabellen 23–25 dargestellt.

Table 23: Richtwerte gemäss VBBo Anhang 1, Ziff. 11. Der Grund weshalb ab 15% Humusgehalt nach Volumen und nicht nach Gewicht eingemessen wird, ist die tiefere Dichte von Böden mit hohem Anteil an organischer Substanz

<i>Schadstoffe</i>	<i>Gehalte</i>	
	mg/kg TS für Böden bis 15% Humus mg/dm ³ im Boden über 15% Humus	(→ entspricht ~ ppm)
	<i>Totalgehalt</i>	<i>Löslicher Gehalt</i>
Chrom [Cr]	50	-
Nickel [Ni]	50	0.2
Kupfer [Cu]	40	0.7
Zink [Zn]	150	0.5
Cadmium [Cd]	0.8	0.02
Quecksilber [Hg]	0.5	-
Blei [Pb]	50	-
Fluor [F]	700	20

TS = Trockensubstanz

Tabelle 24: Prüfwerte gemäss VBBo Anhang 1, Ziff. 11. Auch hier wird ab 15% Humusgehalt nach Volumen eingemessen. Neu ist jedoch, dass je nach Nutzungsart unterschieden wird welche Grenzwerte gelten

Nutzungsarten	Gehalte						Probenahmetiefe
	mg/kg TS für Böden bis 15% Humus mg/dm ³ im Boden über 15% Humus						
	Blei [Pb]		Cadmium [Cd]		Kupfer [Cu]		
	T	L	T	L	T	L	
Nahrungspflanzenanbau	200	-	2	0.02	-	-	0–20 cm
Futterpflanzenanbau	200	-	2	0.02	150	0.7	0–20 cm
Nutzungen mit möglicher direkter Bodenaufnahme	300	-	10	-	-	-	0–5 cm

TS = Trockensubstanz

T = Totalgehalt

L = Löslicher Gehalt

Tabelle 25: Sanierungswerte gemäss VBBo Anhang 1, Ziff. 11

Nutzungsarten	Gehalte								Probenahmetiefe
	mg/kg TS für Böden bis 15% Humus mg/dm ³ im Boden über 15% Humus								
	Blei [Pb]		Cadmium [Cd]		Kupfer [Cu]		Zink [Zn]		
	T	L	T	L	T	L	T	L	
Landwirtschaft und Gartenbau	2000	-	30	0.1	1000	4	2000	5	0–20 cm
Haus- und Familiengärten	1000	-	20	0.1	1000	4	2000	5	0–20 cm
Kinderspielplätze	1000	-	20	-	-	-	-	-	0–5 cm

TS = Trockensubstanz

T = Totalgehalt / L = Löslicher Gehalt

3. Messwerte des gelösten Eisengehalts

Da Eisen definitionsgemäss zu den Schwermetallen gehört ($\rho > 4.5 \text{ g/cm}^3$) wurde die Eisenkonzentration der Proben gemessen. Eisen beeinträchtigt das Wachstum von Pflanzen nur in sehr hohen Konzentrationen. In sehr sauren Böden mit sehr hohen Eisengehalten reagieren die Eisenverbindungen mit Pflanzennährstoffen und verhindern so deren Aufnahme durch die Pflanzen.

Die Eisenmessung mit Graphitrohrtechnologie ist sehr heikel und anfällig auf Verschmutzungen, da Eisen ein äusserst häufiges Element ist und schon einzelne Staubkörner in der Probe in einem signifikanten Eisenpeak resultieren können. Die Blanklösungen mit Milliporewasser und einem Tropfen Säure zeigten schon etwas Eisen an, welches vermutlich aus den Glaswänden der Messkolben kam. Durch die Verwendung von Teflonflaschen konnte das Problem beseitigt werden. Trotzdem bestand noch eine relativ hohe Grundbelastung in der Blanklösung. Daher weisen einige Proben negative Konzentrationen auf. Der Grund dafür ist, dass die Extinktion in den Proben tiefer war, als in der Blanklösung. Die Kontrollmessung über einen Standard mit 20 ppb weist eine leicht zu tiefe Konzentration auf, jedoch innerhalb der Toleranzgrenze von 10% Abweichung. Die Detektionsgrenze beträgt $1 \mu\text{g/l}$. Die hohen Werte in den Konzentrationen des 12. Januar 2006 (Abbildung 28) könnten mit einer Inhomogenität der Probe zusammenhängen. Die negativen Messwerte vom 18. August bis am 11. September 2006 sind darauf zurückzuführen, dass vom Graphitrohr-Atomabsorber eine kleinere Adsorption als in der Blanklösung gemessen wurde. Die Eisenkonzentrationen in den Proben sind tiefer als jene im Milliporewasser.

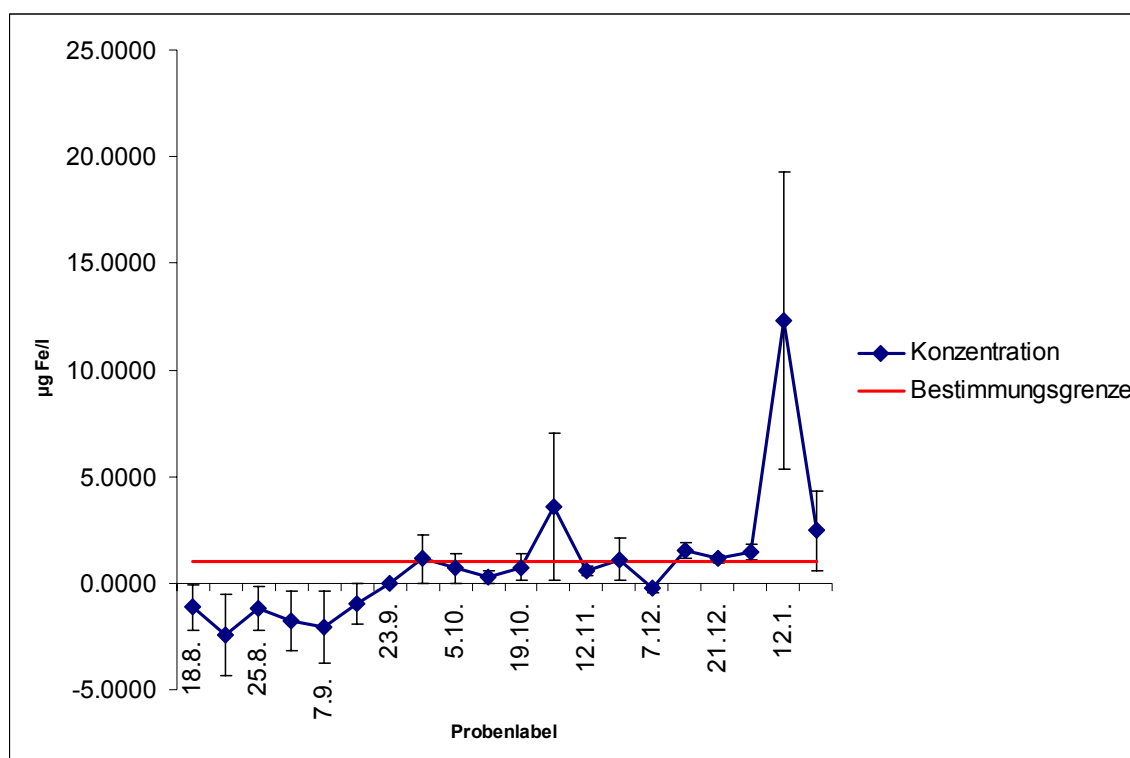


Abbildung 28: Eisengehalt des Sickerwassers in $\mu\text{g Fe/l}$. Die Bestimmungsgrenze liegt bei $1 \mu\text{g Fe/l}$ und ist durch die rote Linie gekennzeichnet. Die weinroten Balken zeigen die Abweichung der drei Wiederholmessungen voneinander. Nach der Filtrierung wurden die Proben angesäuert.