

References

- Bower, C. A., R.F. Reitemeyer, R. Fireman (1952): Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Sci.* 73: 251-256.
- Carmouze, J.P. (1976): La regulation hydrogeochemique du lac Tchad. *Travaux et Documents de l'ORSTOM No. 58.* Paris. 418p.
- FAO (1990): Guidelines for soil description. Rome. 70p.
- FAO(1998): World soil resources report 84. Rome. 88p.
- Gac, J.Y. (1980): Geochimie du bassin du lac Tchad. *Travaux et Documents de l'ORSTOM No. 123.* Paris. 251p.
- Herrmann, L. (1996): Staubdeposition auf Böden Westafrikas. Eigenschaften der Stäube und ihr Einfluß auf Boden- und Standortseigenschaften. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 36.* 239p. Hohenheim.
- Herrmann, L., R. Jahn und K. Stahr (1996): Identification and quantification of dust additions in peri-saharan soils. pp. 173-182 in S. Guerzoni, R. Chester (eds.) *The Impact of African Dust Across the Mediterranean.* Kluwer. Dordrecht. Niederlande.
- Herrmann, L., K. Stahr & R. Jahn (1999): Identification and properties of source regions for soilborn dust. Case study: Dust sources in eastern West Africa. *Contributions to Atmospheric Physics 72/2:* 141-150.
- Jahn, R., L. Herrmann und K. Stahr (1995): Bedeutung äolischer Einträge für Bodenbildung und Standortseigenschaften im circumsaharischen Raum. *Zbl. Geol. Paläont. Teil I H.3/4:* 421-432.
- Jasmund, K. & G. Lagaly (1993): *Tonminerale und Tone.* Steinkopf. Darmstadt. 490p.
- Pye, K. (1984): *Aeolian dust and dust deposits.* Academic Press. London. 334p.
- Schlichting, E., H.-P. Blume & K. Stahr (1995): *Bodenkundliches Praktikum.* Pareys Studentexte 81. Blackwell. Berlin. 295S.
- Wezel, A., B. Bohlinger & R. Böcker (2000): Vegetation zones in Niger and Benin - present and past zonation. In: Herrmann et al. (eds.) *Atlas of natural and agronomic resources in Niger and Benin:* http://www.uni-hohenheim.de/~atlas308/a_overview/a3_1/html/english/nframe.htm

SCHMALWANDMATERIALIEN UNTER DEM EINFLUSS KONTAMINierter WÄSSER

H. Hörzenberger¹, A. R. Knaak², B. Knaak³, B. Schwaighofer¹, F. Ottner¹

¹ Institut für Angewandte Geologie, Universität für Bodenkultur Wien, A-1190 Wien, Peter Jordan-Straße 70, geolsek@mail.boku.ac.at

² Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 8 - Straßen-, Maschinen- und Hochbau, Referat Bodenerkundung, Europaplatz 1, A-7000 Eisenstadt

³ Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 - Wasser- und Abfallwirtschaft, Europaplatz 1, A-7000 Eisenstadt

Abstract:

For environmental applications, slurry walls are commonly used as vertical barrier in remediation schemes at contaminated sites. In many cases site remediation means to construct slurry walls through soils having high levels of contamination. Referring to the problem of present contamination during the construction, vibrating beam slurries were mixed in the laboratory by using contaminated gauging waters. The effect of contamination on the rheological characteristics and the setting behaviour was tested. The hardening process of contaminated slurry mixtures was examined by laboratory miniature vane shear tests and penetration tests. Further the hardened sealing masses were tested on unconfined compressive strength, hydraulic conductivity and erosion stability. The influence of contamination on morphology was observed by environmental scanning electron microscope and possible mineralogical changes were checked by X-ray diffraction analyses. Different synthetic percolating waters containing chloride, sulphate, acetic acid and heavy metals (lead and zinc) were used for mixing liquid. Furthermore investigations to determinate the specification of heavy metals in the sealing masses were carried out.

In this study the negative effect of contaminated gauging water on the setting behaviour, unconfined compressive strength and hydraulic conductivity could be documented. Environmental scanning electron microscope photographs and X-ray diffractograms did not show any changes in mineralogy and morphology of contaminated sealing masses. Chemical analyses have shown that most of the heavy metal contamination is immobilized by the solid components of the vibrating beam slurry.

1. Einleitung

In der Umwelttechnik werden immer häufiger Dichtwandsysteme, wie Schlitz- oder Schmalwände, zur Sicherung von Deponien und Altlasten angewandt. Dichtwände bei Deponieumschließungen sind, anders als im Wasserbau, häufig einem chemischen Angriff durch verunreinigte Wässer im Untergrund ausgesetzt.

Im Rahmen von Forschungsprojekten des Institutes für Angewandte Geologie wurden von KNAAK (1995) und SCHWAIGHOFER et al. (1996) die Beständigkeit von Schmalwandmaterialien unter dem Einfluss von kontaminierten Wässern am Beispiel der Deponieumschließung am Rautenweg und der Altlastumschließung Lackenjöchelgasse in Wien untersucht. Durch Beprobung der seit 1986 bzw. 1990 bestehenden Bauwerke wurden für die durchge-

fürten Analysen Dichtwandmaterialien gewonnen, die bereits längere Zeit unter in-situ-Verhältnissen einem entsprechenden Angriff durch die anstehenden Grundwässer ausgesetzt waren. Die ungestörten Proben wurden hinsichtlich ihrer physikalischen und mineralogisch-chemischen Eigenschaften untersucht und Lagerungs-, Perkolations- und Batch-Versuchen unterzogen.

Untersuchungen über die Langzeitauswirkung des Schadstofftransportes in Dichtwandmaterialien bei Umschließungen von Deponien und Altlasten wurden von KNAAK (1998) durchgeführt. Um mögliche Veränderungen in Dichtwandmaterialien durch verschiedene kontaminierte Wässer über einen mehrjährigen Zeitraum hinweg zu untersuchen und auch den diffusiven Transport von Schadstoffen durch ein intaktes Dichtwandssystem näher zu analysieren, wurden Langzeitperkolationsversuche und eine Reihe von Batch- und Diffusionsversuchen durchgeführt.

Bei dem im folgenden vorgestellten Forschungsprojekt wurde das Abbindeverhalten kontaminierter Schmalwandsuspensionen untersucht. Ziel der Studie war es, die Auswirkung kontaminierter Anmachwässer auf die Suspensionseigenschaften, das Abbindeverhalten sowie auf die Eigenschaften der erhärteten Schmalwandmasse zu erfassen.

2. Materialien und Untersuchungsmethodik

Im Zuge von Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen von Deponien und Altlasten ist meistens ein Durchfahren von bereits kontaminiertem Untergrund unumgänglich, wobei die im Untergrund präsenste Kontamination die frische, noch nicht erhärtete Dichtwandmasse negativ beeinflussen kann. Die bei Sicherungsmaßnahmen bereits im Untergrund bzw. im Grundwasser vorliegende Verunreinigung wurde durch die Verwendung kontaminierter Anmachwässer bei der Herstellung von Dichtwandmassen simuliert.

Bei den Untersuchungen wurde eine Schmalwandrezeptur verwendet, wie sie in den 80er Jahren zur Sicherung von Altlasten in Wien eingesetzt wurde. Die Mischung für 1 m³ Schmalwandmasse besteht aus 121 kg Ca-Bentonit, 145 kg Hochofenzement (HOZ) 275, 605 kg Kalksteinmehl und 678 kg Wasser.

Neben der Ca-Bentonitschmalwandrezeptur wurde auch eine Na-Bentonitschmalwandrezeptur verwendet, wie sie im Wasserbau zur Abdichtung im Rückstaubereich von Flußkraftwerken eingesetzt wird. Die Mischung für 1 m³ Schmalwandmasse besteht aus 33 kg Na-Bentonit, 182 kg HOZ 275, 778 kg Kalksteinmehl und 637 kg Wasser.

Als Anmachflüssigkeit wurden neben dem Leitungswasser der Stadt Wien die in Tabelle 1 angeführten synthetischen Sickerwässer sowie drei natürliche Deponiesickerwässer verwendet.

Die Herstellung der Schmalwandmassen im Labor erfolgte mit einer Chargengröße von mehr als 15 Liter. Der Bentonit wurde mit einer Dissolverschleibe bei 3000 U/min in den verschiedenen Anmachflüssigkeiten 10 Minuten lang dispergiert. Nach einer Quellzeit von 24 Stunden wurden die restlichen Feststoffkomponenten, zuerst das hydraulische Bindemittel und anschließend das Kalksteinmehl, bei einer Rührgeschwindigkeit von 1800 U/min zugegeben. Die Mischzeit betrug 5 Minuten und als Mischwerkzeug wurde ein mehrflügeliger Propeller- rührer verwendet.

Tabelle 1: Zum Anmachen der Schmalwandmassen verwendete synthetische Sickerwässer

ANMACHFLÜSSIGKEIT	KONTAMINATION
S I	0,15 mol Natriumacetat (CH ₃ COONa) pro Liter; 0,15 mol Essigsäure (Eisessig) (CH ₃ COOH) pro Liter; 0,05 mol Glycin (C ₂ H ₅ NO ₂) pro Liter; 0,007 mol Salicylsäure (C ₇ H ₆ O ₃) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 10,27 mS/cm pH-Wert: 4,60
S I-50%	50% der Kontamination von S I elektr. Leitfähigkeit (25°C): 5,59 mS/cm pH-Wert: 4,72
S I-10%	10% der Kontamination von S I elektr. Leitfähigkeit (25°C): 1,24 mS/cm pH-Wert: 4,88
S II	8093 mg Chlorid (Cl) pro Liter; 1500 mg Sulfat (SO ₄) pro Liter; 500 mg Ammonium (NH ₄) pro Liter; 350 mg Calcium (Ca) pro Liter; 3500 mg Natrium (Na) pro Liter; 2000 mg Kalium (K) pro Liter; 300 mg Mangan (Mn) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 28,8 mS/cm pH-Wert: 5,43
S E	0,15 mol Essigsäure (Eisessig) (CH ₃ COOH) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 0,65 mS/cm pH-Wert: 2,70
S AS	6000 mg Sulfat (SO ₄) pro Liter; 2253 mg Ammonium (NH ₄) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 13,23 mS/cm pH-Wert: 6,26
S ÖL	10000 mg Motoröl pro Liter Leitungswasser
S ZN-1000	1000 mg Zink (Zn) pro Liter; 1896 mg Nitrat (NO ₃) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 3,21 mS/cm pH-Wert: 5,81
S ZN-3000	3000 mg Zink (Zn) pro Liter; 5689 mg Nitrat (NO ₃) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 8,88 mS/cm pH-Wert: 5,44
S ZN-6000	6000 mg Zink (Zn) pro Liter; 11379 mg Nitrat (NO ₃) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 16,80 mS/cm pH-Wert: 5,23
S PZN-500	500 mg Blei (Pb) pro Liter; 500 mg Zink (Zn) pro Liter; 1247 mg Nitrat (NO ₃) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 2,18 mS/cm pH-Wert: 5,45
S ZS-1000	1000 mg Zink (Zn) pro Liter; 1469 mg Sulfat (SO ₄) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 2,08 mS/cm pH-Wert: 6,16
S ZS-3000	3000 mg Zink (Zn) pro Liter; 4407 mg Sulfat (SO ₄) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 5,08 mS/cm pH-Wert: 6,00
S ZS-6000	6000 mg Zink (Zn) pro Liter; 8814 mg Sulfat (SO ₄) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 8,73 mS/cm pH-Wert: 5,77
S ZC-3000	3000 mg Zink (Zn) pro Liter; 3253 mg Chlorid (Cl) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 9,09 mS/cm pH-Wert: 5,74
S PN-1000	1000 mg Blei (Pb) pro Liter; 598 mg Nitrat (NO ₃) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 1,18 mS/cm pH-Wert: 5,35
S PN-6000	6000 mg Blei (Pb) pro Liter; 3591 mg/l Nitrat (NO ₃) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 5,82 mS/cm pH-Wert: 5,12
S PN-9506	9506 mg Blei (Pb) pro Liter; 5689 mg Nitrat (NO ₃) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 8,42 mS/cm pH-Wert: 5,02
S PC-1000	1000 mg Blei (Pb) pro Liter; 342 mg Chlorid (Cl) pro Liter elektr. Leitfähigkeit (25°C): 1,12 mS/cm pH-Wert: 6,02

Der Einfluss der Kontamination auf die rheologischen Eigenschaften der Dichtwandsuspension sowie die Auswirkung auf das Abbindeverhalten wurde ermittelt. Das Abbindeverhalten wurde mittels Eindringversuchen mit dem Nadelgerät nach Vicat und Laborflügelsondierungen untersucht.

Um die Eigenschaften einer unter Kontamination hergestellten und bereits erhärteten Dichtwandmasse und ihre Funktionstüchtigkeit zu ermitteln, wurden einaxiale Druckversuche, Durchlässigkeits- und Erosionsversuche ausgeführt.

Mögliche kontaminationsbedingte Auswirkungen auf den Mineralbestand der Dichtwandmassen wurden mittels Röntgendiffraktometer-Analyse beurteilt.

Einen weiteren Schwerpunkt der Studie stellte die Untersuchung möglicher kontaminationsbedingter Veränderungen in der Mikromorphologie von belasteten Dichtwandmassen dar. Das Hydratationsverhalten kontaminierter Dichtwandmassen wurde mit Hilfe eines atmosphärischen Rasterelektronenmikroskops (ESEM) an trockenen und feuchten Dichtwandmassen untersucht.

Weiters wurden Untersuchungen zur Bindung bzw. Immobilisierung der im Anmachwasser vorhandenen Schwermetalle sowie sequentielle Extraktionen der kontaminierten Ca-Bentonit-schmalwandmassen durchgeführt.

3. Ergebnisse

Die Kontamination der Anmachwässer mit den Schwermetallen Zink und Blei verursachte bei den Schmalwandsuspensionen eine deutliche Verschlechterung der Filtratwasserabgabe. Das Absetzmaß der Schmalwandsuspension nach 2 Stunden blieb bei allen durchgeführten Versuchen innerhalb des von der ÖNORM B 4452 (1998) geforderten Bereiches von ≤ 2 Vol.-%.

Zur Untersuchung des Abbindeverhaltens wurden Eindringversuche mit dem Nadelgerät nach Vicat und Versuche mit der Laborflügelsonde durchgeführt. Dabei konnte der negative Einfluss des essigsäurehaltigen Sickerwassers S I auf das Abbindeverhalten der Schmalwandmassen gezeigt werden. Eine steigende Konzentration dieses Sickerwassers im Anmachwasser führte zu Verschlechterungen der einaxialen Druckfestigkeit nach 28 Tagen und zu einer Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit.

Die Kontamination des Anmachwassers mit dem chlorid- und sulfathaltigen Sickerwasser S II bewirkte bei der Ca-Bentonit-schmalwandmasse eine Verschlechterung der einaxialen Druckfestigkeit nach 28 Tagen und bei der Na-Bentonit-schmalwandmasse eine Verbesserung. Die hydraulische Durchlässigkeit erhöhte sich bei beiden Schmalwandmassen.

Kontaminationen der Anmachwässer durch die Schwermetalle Blei und Zink führten in allen untersuchten Fällen zu einer Beeinträchtigung der Festigkeitsentwicklung und zu einer Zunahme der hydraulischen Durchlässigkeit der Schmalwandmassen.

Zinkkontaminationen wurden ins Anmachwasser in Form von Zinknitrat, Zinksulfat und Zinkchlorid eingebracht. Vergleicht man die mit 3000 mg Zink pro Liter belasteten Ca-Bentonit-schmalwandmassen, so ist die Beeinträchtigung der einaxialen Druckfestigkeit nach 28 Tagen bei der Kontamination des Anmachwassers mit Zinknitrat (Sickerwasser S ZN-3000) am größten und bei der Kontamination mit Zinksulfat (Sickerwasser S ZS-3000) am geringsten, die Beeinträchtigung durch Zinkchlorid (Sickerwasser S ZC-3000) liegt da-

zwischen. Die höchste hydraulische Durchlässigkeit wurde bei der Kontamination mit Zinknitrat (Sickerwasser S ZN-3000) gemessen.

Bei der Ca-Bentonit-schmalwandmasse verursachte die Kontamination des Anmachwassers mit 6000 mg Zink pro Liter sowohl bei einer Belastung durch Zinknitrat (Sickerwasser S ZN-6000) als auch bei einer Belastung durch Zinksulfat (Sickerwasser S ZS-6000) eine derart starke Beeinträchtigung der Festigkeitsentwicklung, dass eine Herstellung von Prüfkörpern für die einaxialen Druckversuche und die hydraulischen Durchlässigkeitsversuche nach einer Hydratationsdauer von 28 Tagen nicht möglich war. Nach 28-tägiger Lagerung bei hoher Luftfeuchte wiesen die Prüfkörper bei den Eindringversuchen mit dem Tauchstab (Vicat-Gerät) noch immer die volle Eindringtiefe von 40 mm auf.

Der negative Einfluß einer steigenden Kontamination des Anmachwassers mit dem Schwermetall Blei auf das Abbindeverhalten wurde anhand verschiedener Konzentrationen mit Bleinitrat dokumentiert.

In den Untersuchungen war zu sehen, dass die Belastung des Anmachwassers mit 6000 mg Zink pro Liter (Zinknitrat) zu einer wesentlich stärkeren Beeinträchtigung des Abbindeverhaltens führte als die Kontamination mit 6000 mg Blei pro Liter (Bleinitrat). Vergleicht man jedoch die einaxiale Druckfestigkeit nach 28 Tagen der beiden mit Zinknitrat (3000 mg Zink pro Liter Anmachwasser) und Bleinitrat (9506 mg Blei pro Liter Anmachwasser) belasteten Ca-Bentonit-schmalwandmassen unter dem Gesichtspunkt gleicher molarer Belastung an unterschiedlichen Schwermetallen im Anmachwasser, so liegt die Beeinträchtigung der einaxialen Druckfestigkeit in etwa der gleichen Größenordnung (Abb.1). Die hydraulische Durchlässigkeit wurde durch die Kontamination des Anmachwassers mit Bleinitrat etwas stärker erhöht als durch die Belastung mit Zinknitrat.

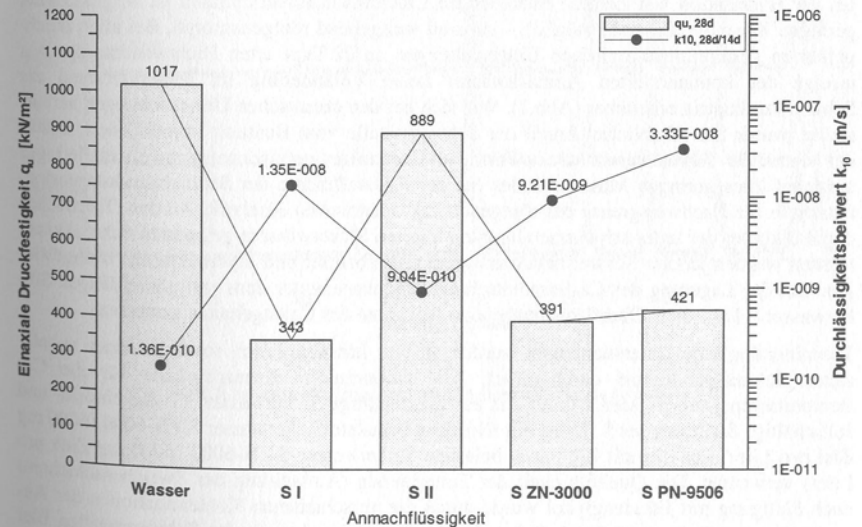


Abb. 1: Einaxiale Druckfestigkeit nach 28 Tagen und hydraulische Durchlässigkeit der mit verschiedenen Anmachflüssigkeiten hergestellten Ca-Bentonit-schmalwandmassen. Die hydraulische Durchlässigkeit wurde an 28 Tage hydratisierten Proben (Einbaualter) nach 14-tägiger Durchströmung mit Leitungswasser ermittelt.

Erosionsversuche wurden an den kontaminierten Ca-Bentonitschmalwandmassen bei einem hydraulischen Gefälle von $i = 60$ und $i = 100$ durchgeführt. Als kontaminierte Anmachwässer für die Ca-Bentonitschmalwandmassen wurden das essigsäurehaltige Sickerwasser S I, das chlorid- und sulfathaltige Sickerwasser S II, das zinknitratthaltige Sickerwasser S ZN-3000 (3000 mg Zink pro Liter) und das mit Zinksulfat belastete Sickerwasser S ZS-3000 (3000 mg Zink pro Liter) verwendet. Die Erosionsbeständigkeit bei einem hydraulischen Gefälle von $i = 100$ war bei der mit Sickerwasser S II angemachten Ca-Bentonitschmalwandmasse nach 28-tägiger Durchströmung mit Leitungswasser gegeben. Die mit dem essigsäurehaltigen Sickerwasser S I, dem zinknitratthaltigen Sickerwasser S ZN-3000 und dem zinksulfathaltigen Sickerwasser S ZS-3000 angemachten Ca-Bentonitschmalwandmassen wurden bei einem hydraulischen Gefälle von $i = 60$ auf Erosionsbeständigkeit geprüft. Die Erosionsbeständigkeit war gegeben.

Mit Hilfe der Röntgendiffraktometrie wurden die mit kontaminierten Anmachwässern hergestellten Schmalwandmassen hinsichtlich kontaminationsbedingter Veränderungen im Gesamtmineralbestand untersucht. Als kontaminierte Anmachwässer für die Ca-Bentonitschmalwandmassen wurden die synthetischen Sickerwässer S I, S II, S E, S AS, S ÖL, S ZN-1000, S ZN-3000, S ZN-6000, S PZN-500, S ZS-1000, S ZS-3000, S ZS-6000, S ZC-3000, S PN-1000, S PN-6000, S PN-9506 und S PC-1000 sowie drei natürliche Deponiesickerwässer verwendet. Als kontaminierte Anmachwässer für die Na-Bentonitschmalwandmassen kamen die Sickerwässer S I, S II und S ZN-3000 zum Einsatz. Der Nachweis neugebildeter Mineralphasen wurde bei der röntgendiffraktometrischen Phasenanalyse durch den hohen Feststoffgehalt der Schmalwandmassen, im besonderen durch den hohen Calcitgehalt, erschwert. Phasenneubildungen, die in der Schmalwandmasse nur in sehr geringen Anteilen (Spuren) auftreten, sind röntgendiffraktometrisch kaum oder nicht erfassbar, da sie in den Röntgendiffraktogrammen vom Calcit überdeckt werden. Ein röntgendiffraktometrischer Nachweis der bei der Hydratation von Zement entstehenden Calciumsilicathydratphasen ist aufgrund ihrer geringen Kristallgröße nicht möglich – sie sind weitgehend röntgenamorph. Bei allen durchgeführten gesamtmineralogischen Untersuchungen an 28 Tage alten Dichtwandmassen war infolge der kontaminierten Anmachwässer keine Veränderung im Mineralbestand der Schmalwandmatrix erkennbar (Abb.2). Wie sich bei den chemischen Untersuchungen herausstellte, wurde ein erheblicher Anteil der Schwermetalle vom Bentonit immobilisiert. Die in der Matrix der Schmalwandmasse in Form von Carbonaten gebundenen Schwermetalle lagen aufgrund ihres geringen Massenanteiles (an der Feststoffmasse der Schmalwandsuspension) unterhalb der Nachweisgrenze der röntgendiffraktometrischen Analytik. An den Oberflächen der Prüfkörper der unter schwermetallkontaminierten Sickerwässern gelagerten Schmalwandmassen wurden jedoch Schwermetallcarbonate (Hydrozinkit und Hydrocerussit) nachgewiesen. Bei der Lagerung der Ca-Bentonitschmalwandmasse unter dem essigsäurehaltigen Sickerwasser S I wurde in Oberflächennähe eine Abnahme des Calcitgehaltes gemessen.

Tonmineralogische Untersuchungen wurden an vier kontaminierten sowie an einer unbelasteten Schmalwandmasse durchgeführt. Als kontaminierte Anmachwässer für die Ca-Bentonitschmalwandmassen wurden das essigsäurehaltige Sickerwasser S I, das chlorid- und sulfathaltige Sickerwasser S II, das mit Bleinitrat belastete Sickerwasser S PN-6000 (6000 mg Blei pro Liter) und das mit Zinknitrat belastete Sickerwasser S ZN-6000 (6000 mg Zink pro Liter) verwendet. Die Quellfähigkeit der Tonminerale (Aufweitung der Zwischenschichten) nach Sättigung mit Ethylenglykol wurde durch die verschiedenen Kontaminationen der Anmachwässer nicht beeinträchtigt. Selbst die Tonfraktionen der mit den Schwermetallen Blei und Zink belasteten Schmalwandmassen zeigten die für Smectit typischen Aufweitungen.

Das Hydratationsverhalten kontaminierter Ca-Bentonitschmalwandmassen wurde mit Hilfe eines atmosphärischen Rasterelektronenmikroskops (ESEM) an trockenen und feuchten

Dichtwandmassen untersucht. Als Anmachwasser wurde Leitungswasser, das essigsäurehaltige Sickerwasser S I, das chlorid- und sulfathaltige Sickerwasser S II, das zinknitratthaltige Sickerwasser S ZN-3000 (3000 mg Zink pro Liter), das zinknitratthaltige Sickerwasser S ZN-6000 (6000 mg Zink pro Liter) und das bleinitratthaltige Sickerwasser S PN-6000 (6000 mg Blei pro Liter) verwendet. Bei der Hydratation von Portlandzement gebildete Calciumsilicathydratphasen (CSH-Phasen) weisen generell eine sehr geringe Kristallinität auf. Aufgrund der geringen Kristallgröße der CSH-Phasen war es bei den Untersuchungen mit dem atmosphärischen Rasterelektronenmikroskop nicht möglich, diese zu erkennen bzw. sie als CSH-Phasen zu identifizieren. Anhand der elektronenmikroskopischen Aufnahmen waren bei den kontaminierten Schmalwandmassen keine wesentlichen Veränderungen im Gefüge ersichtlich. Ettringitbildungen konnten bei der unbelasteten sowie bei allen untersuchten kontaminierten Schmalwandmassen festgestellt werden. Die Bildung von Ettringitkristallen konnte auch bei der mit 6000 mg Zink pro Liter Anmachwasser belasteten Schmalwandmasse, welche nach 28 Tagen Hydratationsdauer noch eine Eindringtiefe mit dem Tauchstab (Vicat-Gerät) von 40 mm aufwies, festgestellt werden (Abb.3).

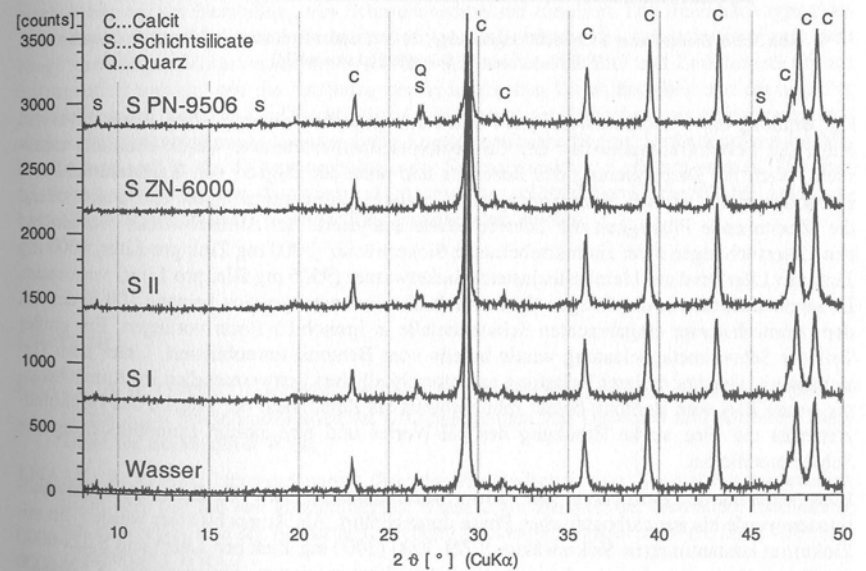


Abb.2: Röntgendiffraktogramme der Ca-Bentonitschmalwandmassen.

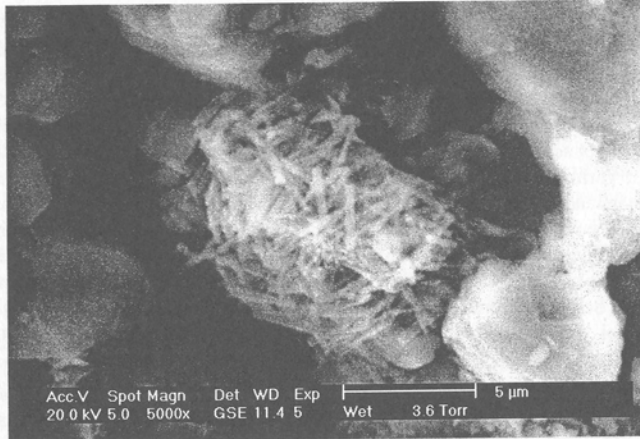


Abb.3: Mit Sickerwasser S ZN-6000 angemachte, ca. 24 Stunden hydratisierte Schmalwandmasse (ESEM-Aufnahme, Sekundärelektronenbild).

Die Bindung bzw. Immobilisierung der Schwermetalle des kontaminierten Anmachwassers durch die Feststoffkomponenten der Ca-Bentonitschmalwandmasse wurde ebenfalls untersucht. Nach der Dispergierung des Bentonits und nach der Zugabe von Kalksteinmehl und Hochofenzement wurden Suspensionsproben gezogen, diese zentrifugiert und anschließend die überstehende Flüssigkeit auf Schwermetalle analysiert. Als Anmachwässer wurden bei den Untersuchungen zwei zinknitratbelastete Sickerwässer (3000 mg Zink pro Liter, 6000 mg Zink pro Liter) und ein bleinitratbelastetes Sickerwasser (9506 mg Blei pro Liter) verwendet. Es zeigte sich, dass in der fertigen Ca-Bentonitschmalwandsuspension beinahe 100 % der mit dem Anmachwasser eingebrachten Schwermetalle in immobilisierter Form vorliegen. Ein großer Teil der Schwermetallbelastung wurde bereits vom Bentonit immobilisiert. Unter dem Gesichtspunkt gleicher molarer Belastung an unterschiedlichen Schwermetallen im Anmachwasser wurde Blei vom Bentonit besser immobilisiert als Zink. Nach der Zugabe des Hochofenzementes trat eine starke Erhöhung des pH-Wertes und eine rasche Immobilisierung der Schwermetalle ein.

Eine sequentielle Extraktion von schwermetallkontaminierten Ca-Bentonitschmalwandmassen wurde bis zur carbonatischen Phase durchgeführt. Als Anmachwässer wurden die mit Zinknitrat kontaminierten Sickerwässer S ZN-3000 (3000 mg Zink pro Liter) und S ZN-6000 (6000 mg Zink pro Liter), die mit Bleinitrat kontaminierten Sickerwässer S PN-6000 (6000 mg Blei pro Liter) und S PN-9506 (9506 mg Blei pro Liter), das mit Zinksulfat kontaminierte Sickerwasser S ZS-3000 (3000 mg Zink pro Liter) und das mit Zinkchlorid kontaminierte Sickerwasser S ZC-3000 (3000 mg Zink pro Liter) verwendet. Im ersten Extraktionsschritt, der Bestimmung der austauschbaren Kationen, konnte bei keiner kontaminierten Schmalwandmasse eine nennenswerte Freisetzung der Schwermetalle festgestellt werden. Bei der Bestimmung des carbonatischen Anteiles hingegen war ein starker Anstieg der Schwermetalle im Extrakt zu beobachten. Mittels Röntgenfluoreszenzanalyse konnten Schwermetallanteile im festen Rückstand des zweiten Extraktionsschrittes nachgewiesen werden.

Die wichtigste Anforderung an erhärtete Dichtwandmassen ist die hydraulische Undurchlässigkeit. Die Kontamination der Schmalwandsuspension mit den Schwermetallen Blei bzw.

Zink, aber auch mit verschiedenen anderen Stoffen, verursachte eine Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit. Da Sicherungen von Deponien und Altlasten meist durch hydraulische Maßnahmen unterstützt werden, ist bei einer höheren hydraulischen Durchlässigkeit der Schmalwand mit höheren Betriebskosten zu rechnen, da zur Aufrechterhaltung des niedrigeren Wasserspiegels innerhalb der Umschließung eine größere Menge kontaminierten Wassers abzupumpen und zu entsorgen ist.

Im Zuge der Planung von Sicherungsmaßnahmen ist es erforderlich, den Chemismus des anstehenden Bodens sowie des Grundwassers im Bereich der gesamten Umschließung zu erkunden, um für die vorliegende Kontamination eine geeignete Dichtwandmasse herstellen zu können.

4. Zusammenfassung

Schlitz- und Schmalwände werden in steigendem Umfang zur Sicherung von Altlasten eingesetzt. In der durchgeführten Studie wurde die bei Sicherungsmaßnahmen im Untergrund bzw. Grundwasser bereits vorliegende Verunreinigung durch die Verwendung kontaminierter Anmachwässer bei der Herstellung von Schmalwandmassen simuliert. Die Beeinträchtigung des Abbindeverhaltens der Schmalwandmasse infolge der Belastung des Anmachwassers mit dem essigsäurehaltigen Sickerwasser sowie mit den Schwermetallen Blei und Zink konnte ebenso dokumentiert werden, wie die Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit und die negative Auswirkung auf die einaxiale Druckfestigkeit. Bei den mineralogischen und elektronenmikroskopischen Untersuchungen konnten keine kontaminationsbedingten Veränderungen im Mineralbestand und in der Mikromorphologie der Schmalwandmasse erkannt werden. Die chemischen Analysen zeigten, dass die im Anmachwasser gelösten Schwermetalle bei der Zugabe der Feststoffe zum überwiegenden Teil immobilisiert werden.

Literatur:

- KNAAK, A. R. (1998): Untersuchungen über die Langzeitauswirkungen des Schadstofftransportes in Dichtwandmaterialien bei Umschließungen von Deponien und Altlasten, Diss. Univ. für Bodenkultur Wien.
- KNAAK, B. (1995): Untersuchungen über die Beständigkeit von Schmalwandmaterialien unter dem Einfluß von kontaminierten Wässern am Beispiel der Deponieumschließung am Rautenweg und der Altlastumschließung Lackenjöchelgasse in Wien, Diss. Univ. für Bodenkultur Wien.
- ÖNORM B 4452 (1998): Erd- und Grundbau; Dichtwände im Untergrund, Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- SCHWAIGHOFER, B., KNAAK, B., OTTNER, F., FRÖSCHL, H. (1996): Untersuchungen über die Beständigkeit von Schmalwandmaterialien unter dem Einfluß von kontaminierten Wässern, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Sektion III, Schriftenreihe Abfallwirtschaft, Band 34, Wien.